

LILIANI MARILIA TIEPOLO

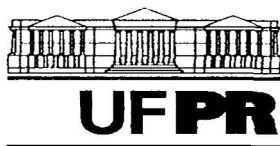
**LEVANTAMENTO POPULACIONAL E CONSERVAÇÃO  
DO CERVO-DO-PANTANAL *Blastocerus dichotomus*  
(ILLIGER, 1815) (MAMMALIA, CERVIDAE) NO  
PARQUE NACIONAL DE ILHA GRANDE (PR/MS)**

Dissertação apresentada como requisito parcial  
à obtenção do grau de Mestre em Ciências  
Florestais, Curso de Pós-Graduação em  
Engenharia Florestal, área de concentração  
Conservação da Natureza, Universidade  
Federal do Paraná.

Orientador: Dr. Miguel Serediuk Milano

CURITIBA

2002



Universidade Federal do Paraná  
Setor de Ciências Agrárias – Centro de Ciências Florestais e da Madeira  
**Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal**  
Av. Lothário Meissner, 3400 - Jardim Botânico – CAMPUS III  
80210-170 - CURITIBA - Paraná  
Tel. (41) 360.4212 - Fax. (41) 360.4211 - <http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao>  
e-mail: [pinheiro@floresta.ufpr.br](mailto:pinheiro@floresta.ufpr.br)

## PARECER

Defesa nº 487

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após arguir a mestranda *LILIANI MARILIA TIEPOLO* em relação ao seu trabalho de dissertação intitulado "LEVANTAMENTO POPULACIONAL E CONSERVAÇÃO DO CERVO-DO-PANTANAL *Blastocerus dichotomus* (ILLIGER, 1815) (MAMMALIA, CERVIDAE) NO PARQUE NACIONAL DE ILHA GRANDE (PR/MS)", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** da acadêmica, habilitando-a ao título de *Mestre em Ciências Florestais*, na área de concentração em *Conservação da Natureza*.

**Dr. Miguel Serediuk Milano**  
Departamento de Ciências Florestais da UFPR  
Orientador e presidente da banca examinadora

**Dr. Jorge Alberto Müller**  
Fundação Universidade Regional de Blumenau - FURB  
Primeiro examinador

**Dra. Tereza Cristina Castellano Margarido**  
Museu de História Natural Capão da Imbuia, Curitiba  
Segunda examinadora

Curitiba, 30 de agosto de 2002.

**Nivaldo Eduardo Rizzi**  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal  
**Franklin Galvão**  
Vice-coordenador

*“Qualquer observador diante do grandioso espetáculo oferecido por estas quedas d’água, permanece atônito, profundamente tangido pela maravilha que se descortina. Diante do eterno ruído das intermináveis massas de água que se precipitam, há milhares de anos, desta vertiginosa altura de dezenas de metros, o homem se sente pequenino, insignificante e impotente, pois se vê frente à Divina força criadora que aí se lhe transmite de imediato.*

*Nenhum outro povo conhece coisa semelhante. Nenhum país do mundo dispõe de tão maravilhosa beleza, para cuja descrição nos faltam as palavras. É difícil imaginar-se que esta maior das maravilhas naturais sobre todo o globo terrestre seja vítima do seu próprio potencial hidráulico, transformada numa usina de eletricidade. Mesmo reconhecendo a prosaica e real necessidade da eletrificação em grande escala, não vemos motivos que levassem a sacrificar o maior monumento natural do Mundo.”*

Prof. Dr. Wladimir Cavallar Kavaleridze, 1969, Rio Paraná-Açu e Saltos de Guaira, Araucariana 1(2), pp 7.

Sobre as “Sete Quedas”, outrora Parque Nacional, hoje reservatório da Usina Hidrelétrica de Itaipu, no rio Paraná.

Dedicado aos meus pais Leocádia Tiepolo e Artur Carlos Tiepolo, pelo amor e carinho sempre dispensados e pelo investimento que possibilitou a conclusão de mais um trabalho.

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho não teria sido realizado sem o apoio e a colaboração de inúmeras pessoas e instituições, que com muito boa vontade providenciaram o tempero da canja, o quarto no noroeste do Paraná, veículos, companhia, pistas de pouso, peixe na beira do Paraná, barcos, segurança, amizade, informações, avião, dinheiro e até condições climáticas (Jú) para que eu e meus amigos pesquisadores pudessemos “contar os bichos”.

Meus sinceros agradecimentos ao Prof. Dr. Miguel Serediuk Milano, por ter depositado confiança no meu trabalho, por todas as discussões e especialmente pelas aulas de Manejo de Áreas Naturais Protegidas, que apontaram o rumo deste trabalho.

Prof. Dr. Carlos Firkowski, do Departamento de Ciências Florestais, da Universidade Federal do Paraná, foi co-orientador deste trabalho e sempre me apoiou com muito interesse e disponibilidade, sempre com contribuições importantes.

Prof. Dr. Fernando A. S. Fernandez, do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, co-orientou este trabalho sempre me apoiando e discutindo as dúvidas e as versões com muito entusiasmo e interesse.

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico forneceu uma bolsa de pesquisa.

A Fundação Dalmo Giacometti financiou o levantamento populacional aéreo, juntamente com as diárias de alimentação e hospedagem durante esta etapa do trabalho.

O pesquisador e intrépido amigo Walfrido Moraes Tomas, da Embrapa Recursos Genéticos (Brasília), propiciou a grande oportunidade de trabalharmos juntos neste projeto, no qual me ensinou com entusiasmo as técnicas para levantamentos aéreos, além de compartilhar seu vasto conhecimento sobre o cervo. Agradeço também ao estudante de Medicina Veterinária Paulo André Lima Borges, nosso prático e querido estagiário.

Ailton Donizete, proprietário do ultraleve utilizado no levantamento exploratório deste trabalho me emprestou seu próprio automóvel para o levantamento das pistas nas fazendas que margeiam o rio Paraná. Também me forneceu apoio por terra levando combustível até as bases de apoio e forneceu estadia em São Jorge do Ivaí.

O Comandante Francisco Margarida, realizou o levantamento de pistas, pilotou o ultraleve com segurança, cozinhou, contou histórias, e sempre mostrou boa vontade, espirituosidade e paciência.

O piloto Celso D. Lombriller, de Umuarama, conduziu seu impecável CESSNA 172 com muito interesse, profissionalismo e segurança prestando imenso auxílio nos trabalhos de levantamento aéreo.

O Parque Nacional de Ilha Grande, representado pela incansável Dr<sup>a</sup>. Maude Nancy Motta, forneceu sempre que possível estadia, alimentação, combustível e apoio nas etapas de campo, muitas vezes tirando de seu próprio bolso.

Agradeço as pessoas envolvidas no Consórcio Intermunicipal das Áreas de Proteção Ambiental das Várzeas do Rio Paraná, por todo apoio prestado em campo.

Na Fazenda Pau D'Alho, em Vila Alta, seu proprietário Cassiano Figueiredo e seu administrador José, forneceram abrigo seguro para a aeronave e para o combustível, além da pista na primeira fase do trabalho.

O Médico Veterinário Wanderley de Moraes, da Itaipu Binacional, cedeu gentilmente valiosas informações sobre captura e causas de mortalidade de cervos na região.

Meus grandes amigos da Toca e da Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais: Fernando Costa Straube, Alberto Urben-Filho, Michel Miretzki, Juliana Quadros, Angelica Maria Kazuê Uejima, Amazonas Chagas Junior, Gledson Vigiano Bianconi, Renato Silveira Bérnils, Paulo Henrique Labiak Evangelista, Miriam Kaehler, Cassiano Gatto, Paulo Henrique Carneiro Marques e Eloísa Wistuba, agradeço pela oportunidade de convivermos juntos ao longo dos últimos quatro anos, pelas discussões descontraídas e pelo apoio e carinho incondicional de sempre.

A amiga Luciana Ferreira me ajudou na diagramação digital das imagens utilizadas e Luimar A. Tiepolo e Rosemery S. Tiepolo me prestaram ajuda na impressão desta. A colega Naíssa Batista da Luz me auxiliou com o programa Arc View.

Os pesquisadores Frans Leeuwenberg, Walfrido Moraes Tomas, Laurenz Pinder, Carlos Peres, Flávio H. Rodrigues, Guilherme Mourão, José Maurício Barbanti e Laury Cullen Jr., enviaram artigos e muitas vezes forneceram importantes sugestões.

Aos colegas do curso, coordenadores, professores e funcionários da Escola de Florestas da Universidade Federal do Paraná agradeço por toda colaboração dispensada.

## **BIOGRAFIA DA AUTORA**

Liliani Marília Tiepolo, filha de Leocádia Tiepolo e Artur Carlos Tiepolo, nasceu no dia 7 de julho de 1973 em Curitiba, Paraná. Realizou o ensino fundamental nas escolas estaduais São Judas Tadeu e Cristo Rei e o ensino médio no Colégio Estadual do Paraná.

Graduou-se em licenciatura e bacharelado em Biologia pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná em 1995. Entre 1993 e 1997 lecionou aulas de Ciências e Biologia para o ensino fundamental e médio na rede pública de educação.

É especialista em mamíferos e pesquisadora da Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais. Em abril de 1999 iniciou o curso de pós-graduação em Ciências Florestais, na área de concentração Conservação da Natureza, concluindo os requisitos para o grau de Mestre em agosto de 2002.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b>	x
<b>LISTA DE FIGURAS</b>	xi
<b>RESUMO</b>	xii
<b>ABSTRACT</b>	xiii
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	01
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b>	03
2.1 Unidades de conservação	03
2.2 Cervo-do-pantanal	05
2.3 Fatores de ameaça	08
2.4 Conservação	09
2.4.1 Análise de viabilidade de populações	09
2.5 Monitoramento de populações	12
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b>	14
3.1 Área de estudo	14
3.1.1 Geologia	16
3.1.2 Clima	16
3.1.3 Vegetação	16
3.2 Métodos	17
3.2.1 Estimativa da população	17
3.2.2 Análise da viabilidade da população	21
3.2.2.1 Modelagem e história de vida	22
3.2.3 Monitoramento	24
3.2.4 Fatores de ameaça	25
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	27
4.1 Estimativa populacional e densidade relativa	27
4.2 Fatores de ameaça	31
4.3 Conservação	47
4.3.1 Análise da viabilidade da população (AVP)	47



4.3.2 Aumento da capacidade de suporte, conectividade e proteção	52
4.3.3 Restauração da paisagem	58
4.3.4 Monitoramento dos parâmetros ambientais e demográficos	58
4.3.5 Monitoramento populacional aéreo	59
<b>5 CONCLUSÕES</b>	<b>61</b>
<b>6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>63</b>
<b>ANEXOS</b>	

## LISTA DE TABELAS

1	Parâmetros da história de vida de <i>Blastocerus dichotomus</i> usados no programa VORTEX para análise de viabilidade da população	24
2	Parâmetros empregados no plano de monitoramento através do programa MONITOR	25
3	Número de famílias do Parque Nacional de Ilha Grande por município, informado pela administração do parque e número de entrevistas realizadas	26
4	Estimativas populacionais de cervos realizadas na América do Sul	31
5	Mortalidade de cervos no Parque Nacional de Ilha Grande, segundo relatos dos moradores do parque e do entorno	32
6	Notificações de incêndios ocorridos no Parque Nacional de Ilha Grande	38
7	Áreas de interesse para a conservação do cervo no entorno do Parque Nacional de Ilha Grande	53

## LISTA DE FIGURAS

1	Distribuição geográfica original do cervo-do-pantanal	6
2	Localização geográfica do Parque Nacional de Ilha Grande e entorno	15
3	Posição dos transectos percorridos para o levantamento populacional aéreo no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno	18
4	Representação do método de contagem dupla utilizado em levantamentos aéreos	19
5	Representação do número de cervos detectados por ambos observadores na área do parque e entorno	28
6	Atual distribuição geográfica do cervo-do-pantanal	34
7	A caça ao cervo-do-pantanal praticada no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno	37
8	Tamanho da população de cervos considerando diferentes taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes	48
9	Heterozigosidade retida na população de cervos considerando diferentes taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes	48
10	Efeito de diferentes taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes sobre a persistência da população	49
11	Probabilidade de extinção da população de cervos do parque e entorno nos cenários pessimistas	49
12	Áreas de especial interesse para conservação do cervo no entorno do Parque Nacional de Ilha Grande	57
13	Poder para detectar até 4% de aumento da população de cervos através de monitoramento aéreo	60
14	Poder para detectar até 5% de declínio da população de cervos através de monitoramento aéreo	60

## RESUMO

A população de cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* do Parque Nacional de Ilha Grande foi estimada através de levantamento aéreo, utilizando a técnica de contagem dupla. A estimativa foi de  $1.079 \pm 207$  cervos em uma área de  $1.081 \text{ km}^2$ . A densidade para esta área foi de  $0,998 \pm 0.192$  cervos/ $\text{km}^2$ . Os fatores de ameaça a esta população foram investigados através de entrevistas com a população que ainda reside no parque e também com moradores do entorno. Foram identificadas as seguintes ameaças: (1) variação no regime hidrológico do rio Paraná provocado pelas usinas hidrelétricas de Itaipu e Porto Primavera; (2) atividades de caça de subsistência, caça oportunista durante incêndios e enchentes e caça esportiva; (3) drenagens, uso agrícola e pecuário do solo; (4) incêndios; (5) manipulação e translocação de animais em situações de resgate; (6) atropelamentos; (7) ataque de cães ferais; (8) competição e doenças associadas ou transmitidas por ungulados exóticos; (9) afogamento, picadas de abelha e cercas de arame. O risco de extinção desta população foi verificado através de uma análise de viabilidade da população, combinando 54 cenários diferentes. A população mostrou-se particularmente sensível às taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes. Um plano de monitoramento aéreo utilizando análise de poder é apresentado, indicando a necessidade de 10 anos de monitoramento aéreo para captar as tendências de declínio ou aumento desta população de forma acurada.

## ABSTRACT

An aerial survey was used to estimate the population size and the relative density of marsh deer, *Blastocerus dichotomus*, throughout the Parque Nacional de Ilha Grande using the double-count method. The population was estimated as  $1.079 \pm 207$  individuals for  $1.081 \text{ km}^2$ . The density for this area was  $0,998 \pm 0.192$  cervos/ $\text{km}^2$ . The threats for this population was investigated through interview with the residents peoples in the park and with the residents peoples in the outskirts. Was identified the followings threats: (1) hidrologic variation in rio Paraná caused by Itaipu and Porto Primavera hydroelectric power plant; (2) subsistence poaching, opportunistic poaching during fires and floods, and sportive hunting; (3) drainings, agricultural and cattle use of the ground; (4) fires; (5) containment, manipulation, and inadequate transport of animals in rescue situation; (6) runnings over; (7) attacks of feral dogs and domestic dogs; (8) competition and diseases associates or transmitted by exotic ungulates; (9) drowning, pricked of bees and surround of wire. The risk of extinction of this population was verified with a population viability analysis, combining 54 different scenes. The population revealed particularly sensible to adult females and fawn mortality. An aerial monitoring using power analysis was presented, indicating the necessity to carry through 10 years of annual monitoring to catch the trends of decline or increase of this population.

## 1 INTRODUÇÃO

A conservação da vida silvestre, através da criação e manutenção de reservas naturais, tem sido de grande interesse mundial, devido aos distúrbios ambientais ocasionados pela humanidade industrializada, seja do ponto de vista ético, ecológico ou econômico. Em decorrência da competição da agricultura e da pecuária extensiva, do desenvolvimento urbano e industrial e das atividades extrativistas, tais como caça e coleta de plantas, há sérias pressões contra o estabelecimento de tais reservas (Cândido Jr., 1993). Por outro lado, pressões políticas e científicas têm sido fundamentais para a implementação de tais áreas. Entre estas, no Brasil, as unidades de conservação de proteção integral, como é o caso dos parques nacionais, reservas biológicas e estações ecológicas, são as que melhor desempenham a função de conservação da natureza. Entre outros objetivos de conservação, estas áreas contribuem para a manutenção da diversidade biológica e genética, a proteção de espécies ameaçadas de extinção, a preservação e a restauração dos recursos naturais, a proteção dos recursos hídricos e a conservação de amostras significativas de diferentes ecossistemas.

O Parque Nacional de Ilha Grande foi criado no dia 30 de setembro de 1997 com o objetivo de proteger os últimos remanescentes de várzeas do rio Paraná, em razão da construção de vários barramentos para a geração de energia que ocasionaram a destruição deste tipo de ambiente em praticamente toda a bacia.

Entre as espécies da fauna de interesse para a conservação que dependem de ambientes de várzea, o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) encontra-se sob ameaça de extinção na categoria vulnerável, segundo Fonseca *et alii* (1994). Na Argentina essa espécie está em perigo (Chebez, 1994), enquanto a "The World Conservation Union" a considera vulnerável (IUCN, 2000). O cervo consta das listas regionais de mamíferos ameaçados de extinção dos estados do Paraná (Margarido, 1995), São Paulo (São Paulo, 1998), Minas Gerais (Machado *et alii*, 1998) e Rio de Janeiro (Bergallo *et alii*, 2000). A "Convention on International Trade Endangered Species of Wild Fauna and Flora" (CITES) lista o cervo no anexo I, indicando espécie afetada pelo comércio ilegal de animais silvestres.

Historicamente o cervo ocupava pantanais ribeirinhos desde o sul do rio Amazonas até o norte da Argentina (Pinder & Grosse, 1991). Atualmente, pela acentuada retração de sua área de ocorrência, associada a outros fatores, está extinto em áreas consideráveis (Pinder & Seal, 1994;

Tomas *et alii*, 1997). Várias populações da distribuição apresentada por Autuori (1972) já não existem, notadamente em grandes extensões ao longo do rio Paraná, na região do rio São Francisco, ao longo do rio Tietê e na área do rio Uruguai (Tomas *et alii*, 1997). De acordo com Tomas *et alii* (1997), a espécie pode estar extinta no Maranhão, Piauí, Bahia e Rio Grande do Sul, além de se encontrar em vias de desaparecimento em São Paulo, Paraná, Goiás e Minas Gerais. A espécie é considerada extinta no Uruguai e desapareceu de grande parte de sua área de ocorrência na Argentina, Paraguai e Peru.

A destruição do ambiente próprio do cervo e a atividade de caça são fatores primários de redução das populações. Igualmente grave é a introdução e disseminação de doenças como brucelose e febre aftosa por ungulados exóticos domésticos, conforme relatam Schaller & Vasconcelos (1978), Thornback & Jenkins (1982), Fonseca *et alii* (1994) e Tomas *et alii* (1997). Recentemente, a construção de grandes barragens vem se tornando um dos principais fatores para o desaparecimento de populações da espécie, uma vez que eliminam as áreas de várzea, praticamente anulando qualquer possibilidade de sobrevivência e sustentabilidade de populações a longo prazo (Tomas *et alii*, 1997). Outros fatores, como a drenagem de várzeas para atividades agropastoris, a precária proteção oferecida às unidades de conservação e as atividades que alteram o regime hidrológico, como hidrovias, também contribuem para acelerar o processo de extinção desta espécie (Tomas *et alii*, 1997).

As áreas de várzea do rio Paraná entre o Paraná e Mato Grosso do Sul ainda abrigam populações de cervo-do-pantanal e a manutenção destas, em condições naturais, pode estar limitada devido ao tamanho da área remanescente ou por fatores externos antrópicos. Somente o conhecimento sobre a situação dessas populações pode levar a estratégias para a conservação da espécie, inclusive justificando a existência e manutenção das áreas naturais protegidas na região, sua ampliação e, mesmo, a definição de novas áreas.

Os objetivos deste trabalho foram:

- (1) conduzir um levantamento populacional na área do Parque Nacional de Ilha Grande e entorno;
- (2) conhecer os fatores de ameaça à espécie no parque e seu entorno;
- (3) apontar estratégias para a conservação e monitoramento da população.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A noção de área silvestre protegida, como uma conotação voltada à conservação da natureza, surgiu com a criação do primeiro parque nacional do mundo, nos Estados Unidos, por iniciativa de exploradores da região do rio Yellowstone, basicamente motivados pela beleza da região e pelo fato de várias outras áreas com características similares terem desaparecido diante do progresso da colonização. A idéia foi adiante e, em 1º de março de 1872, o congresso americano criou o Parque Nacional de Yellowstone, proibindo qualquer exploração que alterasse as características naturais da área e destinando-a para preservação, recreação e benefícios das gerações atuais e futuras (Milano, 1993 *apud* Miller, 1980<sup>1</sup>). A idéia de proteger áreas naturais se estendeu a diversos outros países. No Brasil, somente em 1937 foi criada, no Rio de Janeiro, a primeira unidade de conservação do país, o Parque Nacional do Itatiaia (IBDF, 1982).

De acordo com Milano (1993), a preocupação com a conservação da natureza evoluiu ao longo do tempo, transcendendo o conceito original de áreas silvestres e, atualmente, além de preservar belezas cênicas para futuras gerações, as unidades de conservação têm finalidades científicas, econômicas e estéticas muito mais amplas. Da tradicional denominação de áreas silvestres, seguindo tendências internacionais, também passou-se a adotar no Brasil termos como áreas protegidas ou unidades de conservação.

Neste contexto, segundo a Lei Nº 9.985 que estabelece o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, entende-se como unidades de conservação as porções do território nacional, incluindo as águas continentais, com características naturais de relevante valor, de domínio público ou propriedade privada, legalmente instituídas pelo poder público com objetivos e limites definidos, sob regimes especiais de administração e às quais aplicam-se garantias de proteção.

Segundo esta lei, os objetivos nacionais da conservação da natureza que fundamentam a idéia de um sistema nacional são: (a) manter a diversidade biológica e os recursos genéticos no

---

<sup>1</sup> MILLER, K. 1980. **Planificación de Parques Nacionales para el Ecodesarrollo en Latinoamerica**. Madrid: FEPMA.



território brasileiro e nas águas jurisdicionais; (b) proteger as espécies ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional; (c) preservar e restaurar a diversidade de ecossistemas naturais; (d) promover a sustentabilidade do uso dos recursos naturais; (e) estimular o desenvolvimento regional integrado com base nas práticas de conservação; (f) manejar os recursos da flora e fauna para sua proteção, recuperação e uso sustentável; (g) proteger paisagens naturais ou pouco alteradas, de notável beleza cênica; (h) proteger as características excepcionais de natureza geológica, geomorfológica e, quando couber, arqueológica, paleontológica e cultural; (i) proteger e recuperar recursos hídricos e edáficos; (j) incentivar atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento de natureza ambiental, sob todas as suas formas; (k) favorecer condições para educação e interpretação ambiental e a recreação em contato com a natureza; e (l) preservar áreas naturais até que estudos futuros indiquem sua adequada distinção.

Dada a multiplicidade dos objetivos de conservação, há que se considerar tipos distintos de unidades de conservação denominados categorias de manejo, cada uma das quais atendendo a determinados objetivos. Portanto, o enquadramento das áreas protegidas com base nos objetivos de sua própria existência define as categorias das unidades de conservação (Milano, 1999). No Brasil as categorias de manejo estabelecidas através de instrumentos legais são de dois tipos: (1) unidades de proteção integral como parque nacional, reserva biológica, estação ecológica, monumento natural e refúgio de vida silvestre e (2) unidades de uso sustentado como floresta nacional, área de proteção ambiental, área de relevante interesse ecológico, reserva extrativista, reserva de fauna, reserva de desenvolvimento sustentável e reserva particular do patrimônio natural.

O Parque Nacional de Ilha Grande foi criado em 30 de setembro de 1997 para cumprir, entre outros objetivos, a conservação dos últimos remanescentes de várzeas do rio Paraná e garantir a proteção da fauna e flora, especialmente das espécies ameaçadas de extinção como os mamíferos cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), bugio (*Alouatta fusca*), lontra (*Lontra longicaudis*), anta (*Tapirus terrestris*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e onça pintada (*Panthera onca*).

## 2.2 O CERVO-DO-PANTANAL

A família Cervidae compreende os mamíferos da ordem Artiodactyla, que no Brasil está representada também pela família Tayassuidae, a dos porcos-do-mato (catetos e queixadas). A característica mais evidente dos Cervidae é a presença de chifres nos machos. Para Groves & Grubb (1987), a família está representada na região neotropical pelos gêneros *Blastocerus*, *Hippocamelus*, *Mazama*, *Odocoileus*, *Ozotocerus* e *Pudu* que, juntamente com o gênero *Rangifer* (renas) de distribuição paleártica e neártica, compõem a tribo Odocoileini. Grubb (1993) considera a tribo um grupo monofilético pertencente à subfamília Capreolinae. *Blastocerus dichotomus* foi originalmente descrita como *Cervus dichotomus* Illiger, 1815 para a região do lago Ypoa, sul de Assunção, Paraguai. Mais tarde o gênero *Blastocerus* Wagner, 1844 foi descrito e considerada a espécie *Blastocerus dichotomus* Allen, 1916. A revisão de Pinder & Grosse (1991) considera *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1815).

Quanto à distribuição geográfica, com base em Azara (1902), Ribeiro (1919), Sanborn (1929), Cabrera, (1961), Nogueira-Neto (1973), Jungius (1976), Hoffman *et alii* (1976) e Pinder & Grosse (1991), a espécie originalmente ocorria desde o sul da floresta amazônica, na região norte, sudoeste da região semi-árida no nordeste brasileiro, e oeste da região montanhosa e da floresta atlântica no sudeste e sul do Brasil, indo até o sul e sudoeste do estado do Rio Grande do Sul. No Peru e Bolívia, ocorria ao sul da floresta amazônica e leste da cordilheira dos andes, e norte do chaco. Na Argentina, ocorria ao norte dos pampas e leste do chaco, ao longo do rio Paraná e rio Uruguai. No Paraguai, ocupava o sudeste do país, ao longo dos rios Pilcomayo, Paraguai e Paraná. No Uruguai, ocorria ao norte e oeste dos pampas, ao longo do rio Uruguai e nas planícies úmidas costeiras. No Brasil, de acordo com Tomas *et alii* (1997), o cervo podia ser encontrado em praticamente todo o centro-oeste nos estados do Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás, além de partes da região norte, a sudeste de Rondônia, sul do Pará e Tocantins, nordeste (sul do Piauí e do Maranhão, oeste da Bahia, na região do rio São Francisco), sudeste (oeste de Minas Gerais e São Paulo) e sul (noroeste do Paraná e sul e sudoeste do Rio Grande do Sul) (Figura 1).

A atual distribuição apresenta-se muito fragmentada, inclusive com a extinção de muitas populações em áreas consideráveis como apresentam Pinder & Seal (1994) e Tomas *et alii* (1997), notavelmente na maior parte do rio Paraná em território brasileiro, rio São Francisco, rio Tietê e rio Uruguai.



**Figura 1.** Distribuição geográfica original do cervo-do-pantanal

Aspectos da história natural, comportamento e ecologia desta espécie foram estudados por Goeldi (1893), Azara (1902), Ribeiro (1919), Miller (1930), Cabrera & Yepes (1960), Autuori (1972), Nogueira-Neto (1973), Schaller & Vasconcelos (1978), Voss *et alii* (1981), Tomas (1986), Tomas (1991), Beccaceci (1994), Pinder (1996), Tomas *et alii* (1997) e Tomas & Salis (2000) que apresentam informações sobre o ciclo reprodutivo, período de nascimento de filhotes, comportamento social, padrões de atividades, uso do ambiente, tamanho das populações, densidade e dieta. Estudos relacionados à genética e bioquímica da espécie foram realizados por Neitzel (1987) que buscou informações sobre evolução de cromossomos em cervídeos através da citogenética. Duarte & Giannoni (1995) também realizaram análises citogenéticas da espécie e Buschinelli (1993) utilizou indicadores metabólicos para a caracterização de uma população de cervos do rio Tietê.

Devido ao crítico estado das populações, na última década houve um maior direcionamento para estudos populacionais desta espécie no Brasil e na Argentina, incluindo técnicas de levantamento e monitoramento aéreo visando subsidiar programas de conservação. As áreas mais visadas foram o pantanal matogrossense e as várzeas do rio Paraná, a montante da usina hidrelétrica de Porto Primavera, antes da conclusão desta e do enchimento do seu reservatório. Embora um estudo pioneiro, utilizando levantamento aéreo para estimar a população do cervo no pantanal matogrossense, tenha sido realizado no final da década de 70 por Schaller & Vasconcelos (1978), somente em 1993, a partir do trabalho de Mauro (1993) na mesma área, houve maior preocupação com questões metodológicas. Mais tarde seguiram-se outros estudos, como o de Beccacecci (1994) na Reserva Natural de Yberá, na Argentina, e o de Mauro *et alii* (1995) que conduziram um levantamento aéreo no pantanal matogrossense, na estação seca, para relacionar preferência ambiental com densidade. Mourão & Campos (1995) conduziram levantamentos de jacaré (*Caiman latirostris*), cervo (*Blastocerus dichotomus*) e capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) na área que quatro anos depois foi inundada pelo fechamento da barragem da usina hidrelétrica de Porto Primavera, no rio Paraná. Nesta mesma região, Pinder (1996 e 1997) estimou o tamanho da população de cervo, obtendo resultados semelhantes ao trabalho anterior. Mourão & Magnusson (1997) e Mourão *et alii* (1997) fornecem informações sobre o uso de levantamentos aéreos para o manejo de populações silvestres e Mauro *et alii* (1998) apresentam os resultados de abundância e distribuição do cervo, obtidos a partir de levantamentos aéreos na região do pantanal

matogrossense. Tomas *et alii* (2001<sup>a</sup>) realizaram levantamentos aéreos nas estações seca e cheia para obter informações sobre a distribuição do cervo na área do pantanal matogrossense.

## 2.3 FATORES DE AMEAÇA

Estudos que reportam as pressões e os impactos provocados pelas atividades humanas sobre populações animais na região neotropical são ainda incipientes e pontuais. Grande parte deste conhecimento refere-se aos efeitos da caça em regiões da floresta amazônica, como os trabalhos de Emmons (1984), Redford & Robinson (1987), Bodmer *et alii* (1988), Bodmer (1988), Peres (1990), Glanz (1991), Redford (1992), Bodmer *et alii* (1994), Peres (1996, 1999 e 2000<sup>a</sup>, 2000<sup>b</sup>), Bodmer & Penn (1997), Bodmer (1997), Peres & Dolman (2000) e Bodmer (2000). Estudos nas áreas fragmentadas da floresta atlântica, em contraste com a região amazônica, são escassos, com destaque para Robinson (1996) e Cullen Jr. *et alii* (1999, 2000 e 2001). Na região do pantanal a caça é tratada por Lourival & Fonseca (1997). No cerrado, Leeuwenberg (1997) realizou estudos de manejo de fauna cinegética para os índios xavantes, no Mato Grosso. No Paraná, Margarido (2001) avaliou o impacto da interferência humana sobre a população do queixada (*Tayassu pecari*) em uma área florestal na região sudoeste do estado.

Com referência às espécies de Cervidae, Bodmer (1997) estudou a ecologia e conservação de *Mazama americana* e *Mazama gouazoubira* na Amazônia, analisando sua susceptibilidade ao excesso de caça. Leeuwenberg *et alii* (1997) fornecem informações sobre manejo de populações de Cervidae em vida livre, discutindo informações cinegéticas. Leeuwenberg realizou vários trabalhos sobre etnozootologia e fauna cinegética em reservas indígenas (Leeuwenberg, 1993; 1994<sup>a</sup>; 1994<sup>b</sup>; 1997 e Leeuwenberg & Robinson, 1999), destacando-se Leeuwenberg (1994<sup>b</sup>) que analisa a influência antrópica e as perspectivas de manejo de populações naturais de cervo-do-pantanal em reservas indígenas. Schaller (1983), Pinder & Seal (1994), Pinder (1996) e Tomas *et alii* (1997) referem-se à pressão de caça sobre o cervo em várias localidades do Brasil, como atividade responsável pelo desaparecimento da espécie em vastas áreas da distribuição original.

No Brasil, estudos do impacto gerado por grandes obras (como usinas hidrelétricas, rodovias, drenagens e hidrovias) sobre populações de mamíferos selvagens não têm sido realizados em profundidade, havendo pouco conhecimento disponível sobre os efeitos de tais empreendimentos a longo prazo. Alguns autores como Pinder (1994, 1996) e Tomas *et alii* (1997)

tratam a construção de usinas hidrelétricas como a maior ameaça e causa do desaparecimento de populações de cervos, citando como exemplos as U.H.E. de Ibitinga, Nova Avanhandava e Três Irmãos, no rio Tietê, além de Ilha Solteira, Jupiá e Porto Primavera no rio Paraná e a U.H.E. de Yaciretá na Argentina (Beccaceci, não publicado *apud* Tomas *et alii*, 1997).

Tratando o efeito negativo do controle da vazão dos rios sobre a capacidade de suporte do ambiente das várzeas, Tomas *et alii* (1997) sugerem que a mesma situação pode ocorrer com hidrovias, tendo efeitos imprevisíveis sobre o ambiente, a dinâmica das comunidades vegetais e sua produtividade e, conseqüentemente, sobre a extensão e a capacidade de suporte dos ambientes naturais do cervo. A drenagem de várzeas e outras áreas úmidas para projetos de agricultura é outro fator grave de ameaça às populações de cervo, uma vez que as características favoráveis à espécie, conforme relatam esses mesmos autores, são completamente alteradas. Outros fatores de ameaça ao cervo, avaliados por Tiepolo *et alii* (2001) na área do Parque Nacional de Ilha Grande, são a caça de subsistência, a caça oportunista durante cheias e incêndios, os incêndios, os atropelamentos e a translocação e manipulação de indivíduos da espécie.

As informações a respeito dos efeitos da competição e de doenças disseminadas por ungulados exóticos domésticos, ataque de cães domésticos e ferais e incêndios são ainda incipientes, na maioria das vezes relatos pouco confiáveis sem aprofundamento.

## **2.4 CONSERVAÇÃO**

### **2.4.1 ANÁLISE DA VIABILIDADE DA POPULAÇÃO**

Para a conservação de populações pequenas e fragmentadas, as questões a serem analisadas são se o número de indivíduos para a sobrevivência da população a longo prazo é suficiente e sobre como manejar o que restou revertendo o processo de perdas para alcançar os números necessários. Assim, para a conservação de uma espécie, é essencial que, em primeiro lugar, sejam identificados os principais fatores que poderiam causar sua extinção e, a partir daí, propor estratégias de manejo para controlá-los.

Uma população deve ter tamanho suficiente para ser capaz de se manter sem a necessidade de manipulações genéticas e demográficas significativas para sobreviver a qualquer eventualidade (Soulé, 1987<sup>a,b</sup>). Além disso, os indivíduos devem ter capacidade de adaptação

("fitness") e variabilidade genética para manter o processo seletivo natural em resposta às variações ambientais (Franklin, 1980; Soulé, 1987<sup>b</sup>; Ballou, 1990). O tempo de persistência geralmente usado nas estratégias de manejo é de 95% de probabilidade de sobrevivência em 100 anos com a manutenção de 90% da variabilidade genética (Soulé, 1987<sup>b</sup>; Shaffer, 1987; Ballou, 1990) ou 90% de variação genética e persistência de 200 anos (Soulé *et alii*, 1986).

O termo usado para definir o tamanho populacional necessário para se preservar uma espécie é "população mínima viável" (PMV) e surgiu através de um mandato do Congresso dos Estados Unidos para o Serviço Florestal daquele país (Ato de Administração de Florestas Nacionais, de 1976), com a intenção de manter populações viáveis de todas as espécies de vertebrados nativos em cada floresta nacional norte americana (Gilpin & Soulé, 1986). O termo implica algum limite mínimo para o número de indivíduos que assegure (em um nível aceitável de risco) a persistência de uma população em estado viável diante de um intervalo de tempo. O entendimento dos processos e variáveis que determinam o tempo de persistência de uma espécie pode ser simulado num modelo conhecido por análise de viabilidade de população (AVP). Este assunto é discutido, entre outros, por Soulé (1980), Shaffer (1981 e 1987), Gilpin & Soulé (1986), Lande & Barrowclough (1987), Soulé (1987<sup>b</sup>), Soulé & Kohm (1989), Boyce (1992), Caughley (1994) e Brito & Fernandez (2000<sup>a</sup>).

As origens desta abordagem podem ser obtidas em MacArthur & Wilson (1967) com a teoria da biogeografia de ilhas. Buscando explicar a baixa diversidade de espécies em ilhas, eles enunciaram que o número de espécies em uma ilha em qualquer momento representava o equilíbrio entre imigração de espécies para a ilha e extinção de espécies presentes. Assim, ilhas menores têm menos espécies, em parte porque elas podem sustentar populações menores e populações menores devem ter taxas de extinção mais altas.

Os fatores que podem interferir na manutenção e integridade de uma população e, conseqüentemente, determinar a PMV são, reconhecidamente, três: aleatoriedades ambiental, demográfica e genética. Esses processos terão um efeito relativamente maior em populações menores (Franklin, 1980; Goodman, 1987 e Ballou, 1990) ou podem interagir ampliando os efeitos de cada uma e trazendo sérias conseqüências (Shaffer, 1987; Goodman, 1987).

A aleatoriedade ambiental refere-se às variações ambientais naturais que agem ao acaso e interferem na sobrevivência dos indivíduos. As conseqüências dependem principalmente da intensidade das variações ambientais e das catástrofes. Essas mudanças no ambiente são

variações imprevisíveis no clima, na disponibilidade de recursos e nas populações de competidores, predadores e parasitas, entre outros. Tais variações estão relacionadas com o tipo de ambiente usado pela espécie e que influenciam a sobrevivência e a reprodução (Schaffer, 1987; Ballou, 1990). Em ambientes onde a variação ambiental é maior, qualquer redução na população aumentará proporcionalmente as chances de extinção. Para a manutenção de espécies em ambientes com grandes variações de seus fatores, é necessário uma grande população ou várias populações menores (Goodman, 1987; Belovsky, 1987). As catástrofes afetam a população dependendo da sua severidade e frequência e podem ser consideradas como um extremo de variação as inundações, incêndios, terremotos (Ewens *et alii*, 1987; Shaffer, 1987), ou supressão de grandes extensões de florestas (Ballou, 1990).

A aleatoriedade demográfica está relacionada com os processos naturais de variações nas populações e seus efeitos dependem do tamanho da população, incluindo variações aleatórias na mortalidade e reprodução dos indivíduos. O tamanho de uma população pode variar simplesmente devido a diferenças individuais na reprodução e sobrevivência, porém, se essas variações forem extremas, a população pode extinguir-se (Schaffer, 1987 e Ballou, 1990).

Quanto à aleatoriedade genética, esta relaciona-se com o grau de heterozigiosidade e “fitness” de uma população, medida através de taxas de mortalidade e reprodução (Shaffer, 1987). A ausência de imigração em populações pequenas e isoladas por várias gerações reduz a variabilidade genética de seus indivíduos e, conseqüentemente, pode causar uma diminuição das taxas reprodutivas e de sobrevivência (Soulé, 1980; Lande & Barrowclough, 1987; Ballou, 1990).

Entre as primeiras tentativas para se avaliar a viabilidade de uma população está o trabalho de Shaffer (1983), com o urso pardo *Ursus arctos horribilis*. Usando dados detalhados obtidos por vários pesquisadores em 12 anos de trabalho no Parque Nacional de Yellowstone, este autor construiu um modelo quantitativo de dinâmica de população para o urso pardo, incorporando os efeitos dos eventos probabilísticos. Outros trabalhos, seguindo esta linha, foram realizados com a coruja *Strix occidentalis courina* por Marcot & Holthausen (1987), Lande (1988) e Boyce & Irwin (1990). A estes trabalhos seguiram-se muitos outros conforme retratam Boyce (1992) e Brito & Fernandez (2000<sup>a</sup>), ambos com revisão sobre o assunto.

Sobre as diferentes categorias de pesquisas quantitativas para “análise de viabilidade de população” (AVP) destacam-se as pesquisas com simulação, usando vários programas genéricos para computador. Entre estes, o programa ONEPOP (Gross *et alii*, 1973) foi aplicado para



populações de alce (*Cervus elaphus*), do veado (*Odocoileus hemionus*), além de *Antilocapra americana* e *Ovis canadensis*. O programa POPDYN (Samson *et alii*, 1985) foi aplicado para espécies como o urso pardo (*Ursus arctus*), a tartaruga (*Gopherus polyphemus*) e a coruja (*Strix occidentalis*) (Simberloff, 1988). O programa RAMAS (Ferson *et alii*, 1988) foi aplicado para populações de truta (*Salvelinus fontinalis*) (Ferson *et alii*, 1989) e de bacalhau (*Gadus morhua*) (Ginzburg *et alii*, 1990). Já o programa VORTEX, de Lacy (1991), foi aplicado para a águia (*Haliaeetus leucocephalus*) (Grier, 1980), o puma (*Puma concolor coryi*) (Seal & Lacy, 1989 e Fergus, 1991), o psitacídeo *Amazona vittata* (Lacy *et alii*, 1989), o veado (*Odocoileus virginianus clavium*) (Seal & Lacy, 1990), para os marsupiais *Gymnobelideus leadbeateri* (Lindenmayer *et alii*, 1991) e *Micoureus demerarae* (Brito & Fernandez, 2000<sup>b</sup>) e para os primatas *Leontopithecus chrysopygus* (Pádua, 1993) e *L. rosalia* (Kierulff, 1993), entre outros.

No Brasil existem poucos estudos sobre viabilidade de populações, entre os quais destacam-se a dissertação de Kierulff (1993) que avaliou as perspectivas de sobrevivência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) em fragmentos de floresta atlântica no Rio de Janeiro e Pádua (1993) que realizou estudo semelhante no Parque Estadual do Morro do Diabo, sul de São Paulo, com a população do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*). Santos-Filho (1995) avaliou a viabilidade de mamíferos em várias unidades de conservação brasileiras utilizando dados de literatura. Brito & Fernandez (2000<sup>b</sup>) realizaram uma avaliação de duas populações do marsupial *Micoureus demerarae* da Reserva Biológica Poço das Antas, no Rio de Janeiro. O cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) foi objeto de uma AVP realizada por Pinder & Seal (1994), que simularam alguns cenários combinando diferentes taxas de mortalidade de fêmeas e de jovens com diferentes capacidades de suporte e influências de catástrofes naturais sobre uma população da bacia do rio Paraná.

## 2.5 MONITORAMENTO DE POPULAÇÕES

Programas de monitoramento de populações estão sendo comumente usados por especialistas em vida selvagem, entretanto os métodos ainda estão em desenvolvimento (Eagle *et alii*, 2001). Basicamente, o objetivo fundamental de um programa de monitoramento é observar quanto o tamanho de uma população muda ao longo do tempo (Gibbs, 1996; Gibbs, 2000; Eagle *et alii*, 2001).

De acordo com Eagle *et alii* (2001), a habilidade de um dado protocolo de amostragem para detectar com sucesso uma tendência em andamento, manifestada significativamente estatisticamente, é conhecida como seu poder. Análises de poder para o estabelecimento de programas de monitoramento de populações envolvem complexas interações entre um grande número de variáveis. Entretanto, métodos baseados em simulações estão sendo utilizados, como é o caso dos programas TRENDS (Gerrodette, 1993) e MONITOR (Gibbs, 1995). Estes programas são baseados em simuladores (Monte Carlo)<sup>2</sup> que utilizam a análise de regressão linear para avaliar as interações entre as diferentes variáveis.

Como sugere Gibbs (1996), a variação nas contagens, o método de levantamento populacional, o tipo de tratamento estatístico e o local estudado são os principais eixos para a condução de um programa de monitoramento capaz de detectar os sinais das tendências. De acordo com este autor, os investigadores têm três questões a planejar e responder: (1) Quantas contagens por ano são necessárias? (2) Quantos anos de contagens são necessários? (3) Quantas amostras são necessárias para se obter resultados significativos?

Para Gibbs (2000), *estimar mudanças no número de indivíduos é a chave para o entendimento da dinâmica temporal de populações animais*. Este autor chama a atenção para duas premissas, quanto ao delineamento experimental, que podem ser violadas se não forem observadas com cautela: (1) O índice de abundância utilizado para a população é válido? (2) As estimativas do índice de abundância obtidas constituem uma amostra representativa de ambientes e com suficiente intensidade para capturar tendências que podem ocorrer na população que está sendo monitorada?

Uma revisão detalhada sobre os diferentes tipos de índices utilizados em programas de monitoramento, bem como métodos, esforço amostral e influências na detecção de tendências populacionais baseada na análise de mais de 500 publicações, pode ser obtida em Gibbs (2000). No Brasil, Tomas *et alii* (2001) utilizaram a análise de poder através do simulador de tendências MONITOR, trabalhando com estimativas populacionais do veado campeiro *Ozotocerus bezoarticus* no pantanal sul matogrossense.

---

<sup>2</sup> O procedimento utilizado em uma simulação Monte Carlo para estimar o poder de detectar tendências em programas de monitoramento de populações pode ser obtido em Gibbs, J. P. 2000. Monitoring populations. In: Boitani, L. & Fuller, T. K. (eds.). **Research Techniques in Animal Ecology**. Columbia University Press., New York. P. 225.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

O Parque Nacional de Ilha Grande, com uma área de 78.875 hectares, localiza-se na divisa entre o Paraná e Mato Grosso do Sul. O parque abrange áreas dos municípios de Icaraíma, Vila Alta, São Jorge do Patrocínio, Altônia e Guaíra, no estado do Paraná, e Mundo Novo, Eldorado, Naviraí e Itaquiraí, no estado do Mato Grosso do Sul. A área do parque inclui as ilhas Grande, Peruzzi, do Pavão e Bandeirantes e todas as demais ilhas e ilhotas situadas desde o reservatório de Itaipu e da foz do rio Piquiri até a foz dos rios Amambai e Ivaí, entre as coordenadas geográficas 23° 15' a 24° 05' Sul e 53° 40' a 54° 17' Oeste (Figura 2). Também fazem parte dessa unidade de conservação, as áreas de várzea e planícies de inundação, situadas às margens do rio Paraná, as águas lacustres e lagunares e o local conhecido como Paredão das Araras, no estado do Paraná.

A planície de inundação do alto rio Paraná, onde está inserido o parque, é conhecida também como Varjão do Rio Paraná. Esta planície inicia-se na barragem de Jupia, na foz dos rios Sucuruí e Tietê no rio Paraná, entre São Paulo e Mato Grosso do Sul, indo até o rio Piquiri, na área de influência do lago do reservatório de Itaipu (Maack, 1981; Campos, 1999).

A bacia do rio Paraná localiza-se quase que integralmente entre os paralelos 2° e 18° Sul e os meridianos 46° e 56° Oeste. O rio Paraná tem uma vazão média anual de 15.620 m<sup>3</sup>/s e a área da sua bacia, de 1.237.000 km<sup>2</sup>, abrange os territórios do Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Paraná, São Paulo e partes de Minas Gerais e Goiás.

O rio Paraná é o principal rio da bacia do Prata e drena todo o centro-sul da América do Sul, desde as encostas dos Andes até a Serra do Mar. O segmento da bacia, onde está localizado o parque, constitui o último trecho não represado deste rio, apresentando um amplo canal de reduzida declividade (0,09 m/km), ora com extensa planície aluvial e grande acúmulo de sedimento em seu leito, dando origem a barras e pequenas ilhas (mais de 300), ora com grandes ilhas e planície alagável mais restrita (Agostinho *et alii*, 1994). Com uma extensão de 230 quilômetros, sua planície chega a mais de 20 km de largura e nela dividem-se numerosos canais secundários, lagoas, o rio Baía e os trechos inferiores dos rios Ivaí, Pacaraí e Piquiri na margem paranaense e Ivinhema, Amambai e Iguatemi, na margem sul-matogrossense.





Localização geográfica do Parque Nacional de Ilha Grande e entorno



### 3.1.1 GEOLOGIA

Uma sucinta abordagem apresentada por Stevaux *et alii* (1997) retrata que a história de formação da região, onde insere-se o parque, está relacionada à formação do rio Paraná, entre o Jurássico e o Cretáceo (aproximadamente 150 milhões de anos atrás), sendo que a formação do rio Paraná em si estaria ligada à separação da América do Sul e África. Já as deposições aluviais que originaram a planície de inundação do alto rio Paraná estão relacionadas ao primeiro evento úmido do Quaternário Superior, entre 7.500 e 8.000 anos ao presente, e as características ambientais atuais da região estão ligadas ao segundo evento úmido (1.500 anos ao presente), quando foram formadas as lagoas e pântanos, a partir de canais abandonados, e o sistema atual de ilhas. Esse segundo evento úmido proporcionou processos de erosão e deposição na calha do rio Paraná, sendo responsável pela formação dos depósitos aluviais. De acordo com Maack (1981) este processo de sedimentação paludal do Quaternário Recente foi o responsável pela freqüente formação de ilhas de cascalho e areias recentes no leito do rio, sendo que grande parte destas ilhas está sujeita à ação da erosão pela correnteza fluvial, que carrega consigo as extremidades superiores das mesmas, depositando novamente os sedimentos no ângulo morto na extremidade oposta.

### 3.1.2 CLIMA

Na maior parte do Parque Nacional de Ilha Grande, o clima, de acordo com o sistema de Köeppen, é classificado como Clima Subtropical Úmido Mesotérmico (Cfah), com temperatura do mês mais quente acima de 22 °C, e precipitação entre 1.200 e 1.300 mm anuais (PARANÁ, 1987).

### 3.1.3 VEGETAÇÃO

De acordo com o projeto Radam Brasil (IBGE, 1992), nas regiões noroeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul predomina o domínio fitogeográfico da floresta estacional semidecidual, que ocorre nas bacias de todos os afluentes do rio Paraná, desde o rio Paranapanema até a bacia do rio Iguaçu. O maior remanescente desta formação está compreendido no Parque Nacional do Iguaçu, com 185.262 ha.

Nas ilhas do rio Paraná, devido à predominância de solos orgânicos podzóis, considerados instáveis, a vegetação, por consequência, é enquadrada no âmbito das formações pioneiras de influência fluvial, de acordo com os levantamentos realizados por Ziller (1996). A vegetação do parque é formada por agrupamentos distintos, a saber: (1) agrupamentos em solos altamente hidromórficos, onde predominam o guanandi *Calophyllum brasiliense*, o ingá *Inga affinis* e a embaúba *Cecropia pachystachya*; (2) agrupamentos em solos drenados, onde predominam *Protium heptaphyllum*, *Unonopsis lindmanii* e *Guazuma ulmifolia*; (3) agrupamentos sobre diques marginais, onde predominam *Sloanea guianensis*, *Gallesia integrifolia* e *Ficus obtosiuscula*; (4) agrupamentos de formações pioneiras em várzeas, onde predominam espécies herbáceas, e em lagoas e meandros abandonados (paleocanais), onde encontram-se macrófitas aquáticas como aguapés *Eichhornia crassipes* e *E. azurea* além de *Salvinia auriculata*, *Pistia stratioides*, entre outras; e (5) manchas de formações florestais (capões) nas áreas de várzea.

Considerando aspectos biogeográficos, a vegetação do parque pode ser considerada um ecótono entre a floresta estacional semidecidual, o cerrado e o pantanal.

## 3.2 MÉTODOS

### 3.2.1 ESTIMATIVA DA POPULAÇÃO

A estimativa da população de *Blastocerus dichotomus* foi realizada através de um levantamento aéreo entre os meses de setembro e outubro de 2001, durante a estação seca, cobrindo uma área de 108.360 ha (excluídas as águas do rio Paraná), em toda extensão do parque e várzeas adjacentes do rio Ivaí no Paraná e do rio Paraná, localizadas na extensão da foz dos rios Amambai e Iguatemi, no Mato Grosso do Sul; estas localizadas fora dos limites do parque (Figura 2). Antes, todavia, foi conduzido um levantamento aéreo exploratório com ultraleve durante o mês de abril de 2001 com a finalidade de conhecer a região e estabelecer as linhas de transectos. Posteriormente, com o auxílio de uma base cartográfica do Ministério do Exército, em escala 1:50.000, e de uma imagem de satélite LANDSAT 7, em escala 1:25.000, foram delineadas 46 linhas de transectos cortando os gradientes das várzeas no sentido leste/oeste (Figura 3). A distância entre as linhas foi de 2.000 m. Os transectos foram plotados e tiveram suas coordenadas geográficas em UTM devidamente identificadas em carta básica que, juntamente com um sistema





Escala  
12 km

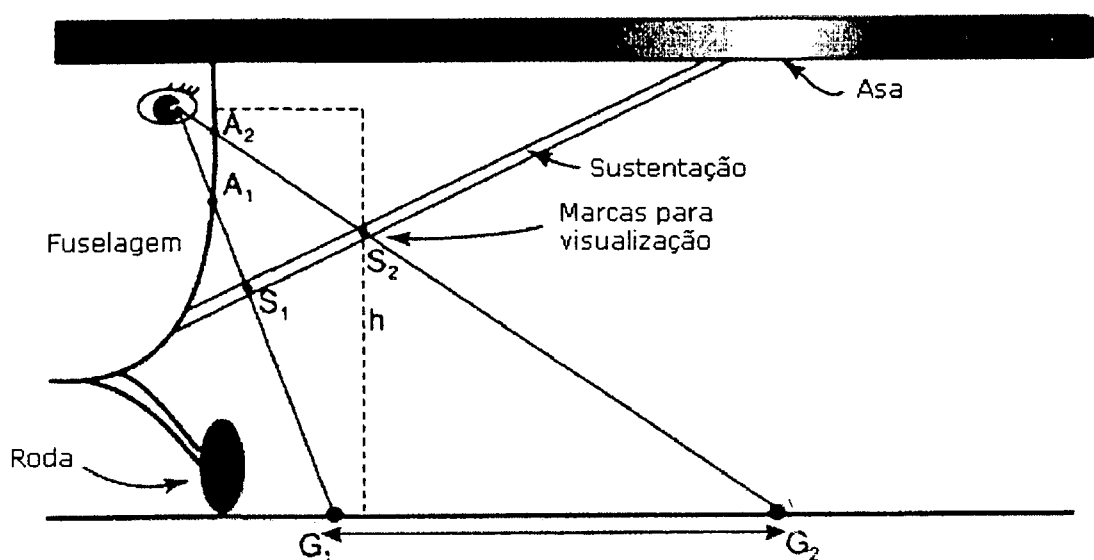
Posição dos transectos percorridos para o levantamento populacional aéreo no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno



de posicionamento global (GPS) orientaram o piloto da aeronave (Anexo 1).

A área total e as áreas adjacentes sobrevoadas foram obtidas através do programa ArcView GIS 3.2. Para estabelecer a área ocupada pelo rio Paraná, também optou-se por este programa além de uma estimativa obtida em uma ampliação da imagem em papel e dividida em quadriculas de 0,5 cm.

O levantamento foi realizado com um avião CESSNA 172 em vôos de baixa altura (aproximadamente 61 m) e velocidade constante de 200 km/h. A configuração do vôo e as marcas de visualização fixadas na asa do avião (Figura 4) delimitaram a faixa de contagem ao nível do solo, de 200 m, o que permitiu uma intensidade amostral de 11,26% da área total. As 46 linhas de transectos foram sub-divididas em 483 unidades, distantes 30 segundos de vôo umas das outras. Entretanto, deve-se observar que devido às oscilações de velocidade durante o vôo em função de vento, tais unidades não são exatamente iguais.



$h$  = altura;  $G_1$  e  $G_2$  determinam a faixa de contagem de 200 m;  $A_1$  e  $A_2$  são os observadores (fonte: Rudran *et alii.*, 1996) .

**Figura 4.** Representação do método de contagem dupla utilizado em levantamentos aéreos

A estimativa populacional, densidade populacional e erro padrão foram calculados de acordo com o método de contagem dupla (Caughley, 1982), e os dados foram analisados através do método de estimativa proporcional ("Ratio Estimate Method") a partir do programa Survey



(Caughley, 1977). Este método é recomendado quando as unidades amostrais são de tamanhos diferentes, como transectos ao longo de uma área de forma irregular (Mourão & Magnusson, 1997), situação encontrada nesta pesquisa.

Como as contagens diferem entre os observadores, o método de contagem dupla foi utilizado para corrigir os erros de visibilidade das contagens individuais para o número de cervos nos transectos (Magnusson *et alii* 1978, Caughley & Grice 1982, Bayliss 1986, Bayliss & Yeomans, 1989). Assim, dois observadores contaram simultaneamente os cervos na área demarcada, em unidades de 30 segundos, o que permitiu estabelecer a probabilidade de detecção de cervos destes observadores, através da equação  $P = B \div (B + S2)$  para o observador 1, e  $P = B \div (B + S1)$  para o observador 2.

Onde:

P = Probabilidade de detecção;

B = Número de cervos vistos por ambos os observadores em cada unidade amostral;

S1 = Número de cervos vistos apenas pelo observador 1;

S2 = Número de cervos vistos apenas pelo observador 2.

O cálculo das probabilidades de detecção serviu como base para o estabelecimento de um fator de correção ( $F_c$ ), uma vez que levantamentos aéreos não são acurados devido a erros sistemáticos de visibilidade, associado às condições em que são feitas as contagens, como altura do vôo e velocidade da aeronave, largura da faixa de contagem, condições climáticas e características da espécie-alvo e do ambiente (Mourão & Magnusson, 1997). Para aumentar a acurácia das contagens, optou-se pelo uso de um fator de correção baseado nas diferenças de contagens entre os observadores, permitindo corrigir as contagens de cervos vistos por um dos observadores, de acordo com o proposto por Caughley & Grice (1982). Tal correção foi aplicada de forma multiplicativa sobre todas as contagens do observador que teve o maior número de visualizações nos 46 transectos, e derivou da equação  $F_c = 1 \div P$ .

Onde:

$F_c$  = Fator de correção;

P = Probabilidade de detecção do observador com maior número de visualizações de cervos.

Por fim, os cálculos da densidade populacional ( $\text{km}^2$ ) e da estimativa do número total de cervos foram obtidos pelas duas fórmulas que se seguem, respectivamente:

$$D = \sum a / \sum y \quad \text{e} \quad Y = D \cdot A$$

Onde:

y = número de cervos vistos na unidade amostral (com aplicação do fator de correção);

a = área que foi amostrada;

Y = estimativa do número total de indivíduos na região de tamanho A;

D = estimativa da densidade média;

A = área total da região que foi estudada.

O erro padrão da densidade e da estimativa foram obtidos através do programa Survey ("Estimates from aerial survey using the ratio method") (Mourão, 1994), cujas equações podem ser obtidas em Mourão & Magnusson (1997).

### 3.2.2 ANÁLISE DE VIABILIDADE DA POPULAÇÃO (AVP)

Foi utilizado o programa computacional VORTEX versão 8.21 (Miller & Lacy, 1999) para a AVP do cervo, sendo o mesmo um simulador "Monte Carlo" de efeitos de forças determinísticas assim como demográficas, ambientais e genéticas que atuam na dinâmica de populações naturais (Miller & Lacy, 1999). Este simulador é um dos muitos programas que existem para AVP, que focalizam espécies ameaçadas, e foi escolhido para o presente trabalho por quatro razões: (1) facilidade de manuseio; (2) disponibilidade gratuita na internet; (3) maior número de trabalhos e revisões realizados, incluindo uma AVP para o cervo realizada por Pinder & Seal (1994) na região do rio Paraná, que é o único trabalho sobre o assunto realizado com a espécie no Brasil; e (4) aplicabilidade para a conservação de espécies ameaçadas de extinção pelo grupo de especialistas em reprodução e conservação da IUCN (Lacy *et alii*, 1989; Clark *et alii*, 1991; Lindenmayer & Lacy, 1995<sup>a,b</sup>).

O método de análise de sensibilidade para modelos de viabilidade de populações foi aplicado para testar alguns parâmetros utilizados nas simulações, de acordo com o modelo proposto por McCarthy *et alii* (1995). Os parâmetros testados foram: taxas de mortalidade de fêmeas; taxas de mortalidade de filhotes; probabilidade de ocorrência de catástrofes; efeito das

catástrofes sobre a reprodução e sobrevivência; ausência de catástrofes; diferentes valores de capacidade de suporte (K).

Os dados necessários para que o programa pudesse processar as informações foram obtidos em estudos de campo deste mesmo trabalho e de outros autores que trabalharam com a espécie, especialmente Pinder (1994<sup>a,b</sup>), Pinder & Seal (1994) e Tomas *et alii* (1997). As capacidades de suporte (K) utilizadas para as simulações foram de 800, 1100 e 2000 cervos.

Considerou-se incêndio como distúrbio natural destrutivo para se obter a taxa de efeito de catástrofes do tipo 1, através de informações sobre os incêndios ocorridos no parque cedidas pela administração. A catástrofe do tipo 2, de caráter antrópico, refere-se ao conjunto de informações obtidas durante o trabalho. Nas simulações, considerou-se que a catástrofe do tipo 1 tem 8,2% de probabilidade de ocorrer, afetando 0,95 da sobrevivência e reprodução da população (fator multiplicativo). Já para a catástrofe do tipo 2, considerou-se que esta tem 8,6% de probabilidade de ocorrer, afetando 0,88 da sobrevivência e reprodução da espécie. Também foram simulados cenários com catástrofes dos tipos 1 e 2 com 16% de probabilidade de ocorrer afetando 0,8 (tipo 1) e 0,7 (tipo 2) da reprodução e sobrevivência da população e cenários sem efeitos de catástrofes. O único parâmetro não utilizado foi o genético por não existirem informações disponíveis.

### **3.2.2.1 MODELAGEM E HISTÓRIA DE VIDA**

Para a presente AVP foram consideradas as estimativas populacionais obtidas no levantamento aéreo. As demais informações sobre história de vida foram extraídas da literatura e especialmente do trabalho de Pinder & Seal (1994) derivado do workshop “Análise de Viabilidade de População e Habitat para o Cervo-do-pantanal”, realizado em 1994 em Botucatu, São Paulo.

A fêmea de cervo produz anualmente um único filhote e sua primeira reprodução se dá aos dois anos de idade, enquanto os machos estão aptos para a reprodução a partir do terceiro ano de idade. Machos adultos parecem apresentar uma taxa de mortalidade maior, visto que a proporção sexual para indivíduos adultos observada em condições naturais por Pinder & Seal (1994) é de um macho para três fêmeas. De acordo com Krebs & Davies (1996), a razão sexual em populações naturais ao nascimento geralmente é 1:1. A espécie é poligâmica e a longevidade em vida livre é de 10 anos.

Os modelos de simulação foram construídos para examinar cenários com e sem catástrofes do tipo 1 e 2, que encontram-se sumarizados na Tabela 1:

- (1) Mortalidade anual de filhotes de 40, 50 e 60%;
- (2) Mortalidade anual de fêmeas adultas de 5, 10 e 15%;
- (3) Longevidade máxima de 10 anos;
- (4) Proporção reprodutiva anual para fêmeas de 90;
- (5) Capacidade de suporte de 800, 1100 e 2000 cervos;

Cada cenário foi rodado 200 vezes por 100 anos. Os valores constantes para a espécie utilizados em todos os cenários foram os seguintes:

- (1) Idade da primeira reprodução de dois anos para fêmeas e três anos para machos;
- (2) Sistema reprodutivo poligâmico;
- (3) Um único filhote produzido por ano;
- (4) Sem correlação entre variação ambiental (EV) na sobrevivência com reprodução;
- (5) Sem mudança na capacidade de suporte (K) sobre o tempo e desvio padrão = 0 para K;
- (6) População inicial de 787 e 1079 cervos;
- (7) Sem suplementos;
- (8) Todos os machos adultos da população são reprodutivos;
- (9) Mortalidade anual de machos adultos de 28% para produzir uma proporção sexual de 1 macho para 3 fêmeas.

**Tabela 1.** Parâmetros da história de vida de *Blastocerus dichotomus* usados no programa VORTEX para análise de viabilidade da população

Parâmetros	Valores
Sistema reprodutivo	Poligamia
Capacidade de suporte (K)	800, 1100 e 2000
Machos adultos reprodutivos	Todos
Idade reprodutiva de machos (anos)	3
Idade reprodutiva de fêmeas (anos)	2
Número máximo de filhotes por ano	1
Produção de filhotes por fêmeas adultas	1
Mortalidade anual de machos adultos (%)	40, 50, 60
Mortalidade anual de fêmeas adultas (%)	5, 10, 15
Máxima longevidade em vida livre (anos)	10
Proporção sexual (macho/fêmea adultos)	1:3
Probabilidades de catástrofes naturais (%)	8,2 e 8,6
Efeito de catástrofes naturais sobre a reprodução	0,95 e 0,88
Efeito de catástrofes naturais sobre a sobrevivência (%)	0,95 e 0,88

### 3.2.3 MONITORAMENTO

A partir das estimativas fornecidas pelo levantamento populacional, foram sorteados 12 dos 46 transectos e amostrados três vezes cada, totalizando, com o primeiro levantamento, quatro amostragens. Todos os cervos observados dentro da faixa de contagem de ambos os lados da aeronave, por dois diferentes observadores (Walfrido Moraes Tomas e Liliani Marília Tiepolo), foram somados, por transecto e por repetição. Com isso foi possível obter a média e o desvio padrão para o índice de abundância obtido em cada transecto, segundo a seguinte equação:

$$IA = \sum (N \div C) \times 100$$

Onde: IA = Índice de Abundância

N = Número de cervos por transecto

C = Comprimento do transecto

Esta informação foi utilizada em uma análise de poder ("Power Analysis for Population Monitoring Programs") realizada através do programa MONITOR 6.3 (Gibbs, 1995).

Procurou-se determinar o esforço amostral capaz de detectar 5% de declínio ou aumento anual na população com pelo menos 90% de probabilidade de não cometer erros dos tipos I e II, que correspondem a rejeitar e aceitar erroneamente a hipótese nula, respectivamente, conforme os parâmetros descritos na Tabela 2.

**Tabela 2.** Parâmetros empregados no plano de monitoramento através do programa MONITOR

Pârametros	Valores
Número de transectos monitorados	12
Número de repetições por transecto	4
Monitoramento (anos)	3 a 10
Tipo de tendências	Exponencial
Nível de significância	0.05
Variação de tendências	0
Cobertura	Completa
Arredondamento	Decimal
Replicações	500

### 3.2.4 FATORES DE AMEAÇA

Para a identificação das ameaças naturais e antrópicas atuantes sobre a população de cervos no parque, foram realizadas, entre março e outubro de 2001, 58 entrevistas com a população de ilhéus e ribeirinhos, utilizando-se para tanto, um questionário padrão com 29 questões (Anexo 2). As entrevistas foram obtidas de forma direta e estruturadas através desse questionário aplicado em caráter exploratório. Cada entrevista teve duração média de uma hora, sendo registradas por escrito.

As entrevistas foram realizadas em toda a extensão do parque (Tabela 3) e cobriram aproximadamente 33% das famílias de ilhéus, segundo informações cedidas pela administração do parque. Entretanto, muitas famílias, apontadas pela administração como residentes, não encontram-se mais na área, especialmente na porção norte, onde uma grande parte dos ilhéus foi relocada para uma vila rural, no município de Vila Alta. As mesmas entrevistas foram realizadas com pessoas que já moraram no parque e saíram a partir de 1997, mas continuam utilizando recursos locais de alguma maneira. Essas pessoas totalizaram 23% das entrevistas.

**Tabela 3.** Famílias residentes no Parque Nacional de Ilha Grande por município e número de entrevistas realizadas

Município	Nº informado*	Nº de entrevistas	%
Icaraíma (norte)	10	0	0
Vila Alta (norte)	60	17	28,3
São Jorge do Patrocínio (centro)	15	0	0
Altônia (centro)	60	14	23,3
Guaíra (sul)	30	27	90
Total	175	58	33

\* Fonte: administração do parque

As entrevistas realizadas permitiram identificar os principais fatores de ameaça ao cervo na região. Para a verificação da consistência e validade das respostas, as entrevistas foram repetidas em situações sincrônicas (uma mesma pergunta é feita a diferentes pessoas em tempos próximos) e diacrônicas (uma pergunta é repetida à mesma pessoa em tempos distintos), de acordo com a técnica de Marques (1991). Ainda, supondo que muitos dos entrevistados não relatariam informações sobre atividades de caça, que é legalmente proibida no Brasil (Lei Nº 5.197 de janeiro de 1967), as entrevistas foram complementadas com coleta de informações junto aos diferentes órgãos de fiscalização que operam na região, como o CORIPA (Consórcio das Áreas de Proteção Ambiental Municipais das Várzeas do Rio Paraná), o IBAMA e os escritórios do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) em Paranavaí e Umuarama.

Muitas informações referentes à manipulação e translocação de cervos e a ataques de animais domésticos e ferais foram obtidas junto a pesquisadores especialistas em Cervidae, como Walfrido M. Tomas (Embrapa Cenargen, de Brasília), e profissionais que atuam na região como o médico veterinário Wanderley de Moraes (Itaipu Binacional). As informações referentes às drenagens e ao uso do solo foram obtidas durante os vãos, anotando-se as unidades em que ocorriam.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 ESTIMATIVA POPULACIONAL E DENSIDADE

A probabilidade de detecção de cervos obtida pelo observador 1 foi de 67%, a qual resultou em um fator de correção de 1,49 aplicado sobre o número de visualizações de cervos do mesmo. Assim, a população de cervos do parque e entorno foi estimada em  $1.079 \pm 207$  cervos em uma área de  $1.081 \text{ km}^2$ , resultando em uma densidade de  $0,998 \pm 0,192$  cervos/ $\text{km}^2$  (Anexo 3).

A proporção sexual dos cervos não pode ser estimada porque em muitos casos os machos adultos perdem a galhada, além de machos jovens e sub-adultos ainda não possuírem esta estrutura característica, o que pode ocasionar em erro de identificação, subestimando os machos ou superestimando as fêmeas da população. Pinder (1997) também percebeu este problema, encontrando um número reduzido de machos em relação às fêmeas em um levantamento aéreo por ele conduzido.

A Figura 5 ilustra a localização dos cervos vistos por ambos observadores na área amostrada, sem a aplicação de fatores de correção. Através desta representação é possível visualizar que é na Ilha Grande que se concentra o maior número de cervos, demonstrando ser o local mais importante para se adotar medidas de manejo e conservação como, por exemplo, intensificar a fiscalização e implantar um programa de monitoramento. Esta é a região do parque que apresenta-se em melhor estado de conservação, uma vez que as várzeas nas margens do Mato Grosso do Sul e do Paraná estão deterioradas em função de drenagens para aproveitamento agrícola e pecuário. Também é possível detectar que a densidade de cervos difere nos diferentes locais analisados. Por exemplo, a várzea da lagoa Xambrê, situada na margem paranaense, ao sul, no município de Altônia, suporta uma densidade de  $1,5$  cervos/ $\text{km}^2$ . Embora toda a várzea faça parte do parque, nesta porção ao sul ( $4,1 \text{ km}^2$ ) houve uma forte intervenção da promotoria pública de Altônia, proibindo o uso da área pelos fazendeiros que a utilizavam para pastagem. O mesmo não ocorreu nos outros dois municípios por onde esta várzea se estende (São Jorge do Patrocínio e Vila Alta). No restante da área, com aproximadamente  $9,22 \text{ km}^2$ , a densidade foi de apenas  $0,1$  cervos/ $\text{km}^2$ . Outro exemplo refere-se à ilha Bandeirantes, que apresentou densidade de  $0,32$  cervos/ $\text{km}^2$ . Esta ilha teve um histórico de ocupação antrópica mais intenso e atualmente uma rodovia federal corta a ilha no terço superior, degradando ainda mais o ambiente (Figura 2).





- 1 cervo
- 2 cervos
- 3 cervos
- 4 cervos
- 5 cervos
- 6 cervos

Representação dos cervos detectados por ambos observadores na área do Parque Nacional de Ilha Grande e entorno



A estimativa de Mourão & Campos (1995) na área que foi inundada pelo reservatório da UHE de Porto Primavera, no rio Paraná, foi de 650 cervos para uma área de 1.280 km<sup>2</sup>, o que resultava uma densidade de 0,51 cervos/km<sup>2</sup> antes do enchimento do reservatório. Já Pinder (1996) obteve uma média de 940 cervos para uma área de 2.500 km<sup>2</sup>, na mesma região, obtendo uma densidade de 0,37 cervos/km<sup>2</sup>. No entanto, ambos autores não estimaram as pequenas populações dos tributários do rio Paraná, como o rio do Pântano, o rio Pardo, o rio Verde e o rio Aguapeí. Ainda na bacia do rio Paraná, Beccaceci (1994) estimou a população de cervos na Reserva Natural de Yberá, na Argentina, em 1.100 indivíduos em uma área de 12.000 km<sup>2</sup>, resultando em uma densidade de apenas 0,09 cervos/km<sup>2</sup>.

Considerando que grande parte da população estimada por Mourão & Campos (1995) e Pinder (1995) foi extinta em decorrência do enchimento do reservatório da UHE de Porto Primavera, ocorrido a partir de 1999, os cervos estimados para o Parque Nacional de Ilha Grande juntamente com aqueles do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema representam a maior população remanescente de cervos do rio Paraná em território brasileiro (Tomas *et alii*, 2002).

Para o pantanal, o trabalho pioneiro de Schaller & Vasconcelos (1978) obteve a estimativa de 7.000 cervos. Mais tarde, Mauro (1993) realizou um levantamento utilizando técnicas mais acuradas nesta mesma região, obtendo a estimativa de  $36.314 \pm 4.923$  cervos para uma área de 140.000 km<sup>2</sup>, revelando ser esta a maior população de cervos da América do Sul. De acordo com Mourão *et alii* (1997), esta discrepância entre as estimativas de Schaller & Vasconcelos (1978) e de Mauro (1993) parece ter sido em função da análise inadequada empregada pelos primeiros. Para corrigir esta estimativa, Mourão *et alii* (1997) calcularam as densidades médias aparentes ponderadas dos dados obtidos por Schaller & Vasconcelos (1978) e obtiveram uma estimativa na mesma ordem de grandeza dos dados obtidos por Mauro (1993), indicando uma estabilidade ou moderado crescimento populacional no intervalo de tempo entre os dois levantamentos (14-15 anos).

Vale ressaltar que a grande população de cervos estimada por Mauro (1993) no pantanal, não é homogênea. Deste trabalho, chama a atenção o fato de que a Estação Ecológica de Taiamã, localizada nas confluências dos rios Paraguai e Bento Gomes, no Mato Grosso com área de 11.700 ha, foi a área do pantanal norte que apresentou maior concentração de cervos (acima de 1 cervo/km<sup>2</sup>). Já a área do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense (135.000 ha), segundo este autor, está longe de oferecer condições adequadas para a manutenção de populações viáveis

dentro de seus limites, devido ao alto grau de inundação que sofre. Neste parque, os cervos estão ausentes na maior parte do ano ou presentes em baixas densidades. Na maior parte do pantanal a densidade estimada foi inferior a 0,29 cervos/km<sup>2</sup>, sendo que na sua porção sul, as maiores concentrações localizam-se nas áreas de inundação dos rios Negro, Miranda e Paraguai, chegando a 1 cervo/km<sup>2</sup>.

Schaller & Vasconcelos (1978) apresentaram estimativas de densidades para diferentes áreas do pantanal, demonstrando que a heterogeneidade de ambientes existentes na planície influencia a densidade de cervos em diferentes locais. As densidades por eles obtidas variaram de 0,6 cervos/km<sup>2</sup> na área do rio Taquari a 0,26 cervos/km<sup>2</sup> na área do pantanal Norte. Para Mauro (1993) as densidades de cervos relacionaram-se com a distribuição de ambientes, mas neste caso, a profundidade da água provavelmente foi mais importante que a vegetação. O autor não observou relação entre as alterações ambientais (densidade de bovinos, pastagens cultivadas, desmatamentos e queimada) com a densidade de cervos.

Já Tomas *et alii* (2001) realizaram contagens em períodos de seca e cheia na região do rio Negro, no Mato Grosso do Sul, apontando que as densidades variam não apenas em função da época do ano, mas em função da distribuição espacial dos ambientes adequados na área. As densidades neste estudo variaram de 0,53 a 1,85 cervos/km<sup>2</sup> nos períodos mais secos, não se detectando cervos nas áreas mais altas e naquelas de águas mais profundas, e 0,24 a 0,73 cervos/km<sup>2</sup> durante as cheias, não se detectando cervos nas áreas de alta inundação.

Outras regiões do Brasil factíveis de levantamentos populacionais aéreos para cervo são as várzeas do rio Guaporé, onde está inserida a Reserva Biológica de Guaporé, com 600.000 ha, e do rio Araguaia, onde está inserido o Parque Nacional do Araguaia, com 562.312 ha, como destacam Mourão & Magnusson (1997). A Tabela 4 sintetiza as estimativas populacionais existentes para esta espécie realizada por diferentes autores.

Todas estas informações corroboram com as estimativas obtidas no presente trabalho e trazem luz a uma série de questões importantes para o manejo do ambiente e a conservação da espécie na área. Entre essas pode-se destacar a importância da intervenção da promotória pública de Altônia sobre o uso da várzea do parque, medida que provavelmente fez com que esta área se recuperasse, melhorasse e aumentasse sua capacidade de suporte para apresentar uma densidade de cervos bem maior do que o restante da várzea. Também aponta que o entorno do parque, cujo ambiente utilizável pela espécie é mais degradado, ainda conserva um bom número de cervos,

podendo ser considerado importante para a manutenção da população da área e necessitando de medidas urgentes de fiscalização e recuperação.

**Tabela 4.** Estimativas populacionais de cervo realizados na América do Sul

Autor (es) e local	Área (km <sup>2</sup> )	Estimativa	Densidades cervo/km <sup>2</sup>
Presente trabalho Parque Nacional de Ilha Grande e entorno	1081	1.079 ± 207	0,998 ± 0,192
Schaller & Vasconcelos (1978) Pantanal matogrossense	140.000	7.000	0,26 a 0,6
Mauro (1993) Pantanal matogrossense	140.000	36.314 ± 4.923	0,29 a > 1
Beccaceci (1994) Reserva Natural Yberá (AR)	12.000	1.100	0,09
Mourão & Campos (1995) Rio Paraná, montante da UHE Porto Primavera	1280	650	0,51
Pinder (1996) Rio Paraná, montante da UHE Porto Primavera	2.500	940	0,37
Tomas <i>et alii</i> (2001) Pantanal do rio Negro, MS	760	290 ± 275 e 300 ± 109	0,53 a 1,85
Tomas <i>et alii</i> (2002)	4.000	889 ± 151	0,22

## 4.2 FATORES DE AMEAÇA

As ameaças sobre a população de cervos no parque são causadas por diferentes agentes e fatores que se manifestam em vários graus. Parte significativa destes fatores tem relação com a grande pressão antrópica existente na região onde muitos municípios se desenvolveram próximos ao rio Paraná, como reflete o histórico de ocupação da região noroeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul (Figura 2). Foram identificadas as seguintes ameaças potenciais: (1) variação no regime hidrológico do rio Paraná provocado pelas usinas hidrelétricas de Itaipu e Porto Primavera; (2) atividades de caça de subsistência, caça oportunista durante incêndios e enchentes e caça esportiva; (3) drenagens, uso agrícola e pecuário do solo; (4) incêndios; (5) contenção, manipulação e transporte em situações de resgate; (6) atropelamentos; (7) ataque de cães ferais

e domésticos; (8) competição e doenças associadas ou transmitidas por ungulados exóticos domésticos; (9) afogamento, picadas de abelha e acidentes em cercas de arame. A Tabela 5 contempla informações sobre mortalidade de cervos, obtidas a partir das entrevistas com a população.

**Tabela 5.** Mortalidade de cervos no Parque Nacional de Ilha Grande, segundo relatos dos moradores do parque e do entorno

Causa da morte	Nº relatos
Caça	24
Enchente	16
Fogo	16
Contenção, manipulação e transporte	10
Atropelamento	6
Ataques de cães ferais e domésticos	6
Ataques de abelhas	1
Cercas de arame	2
Afogamento em poço de extração de areia	1
Total	82

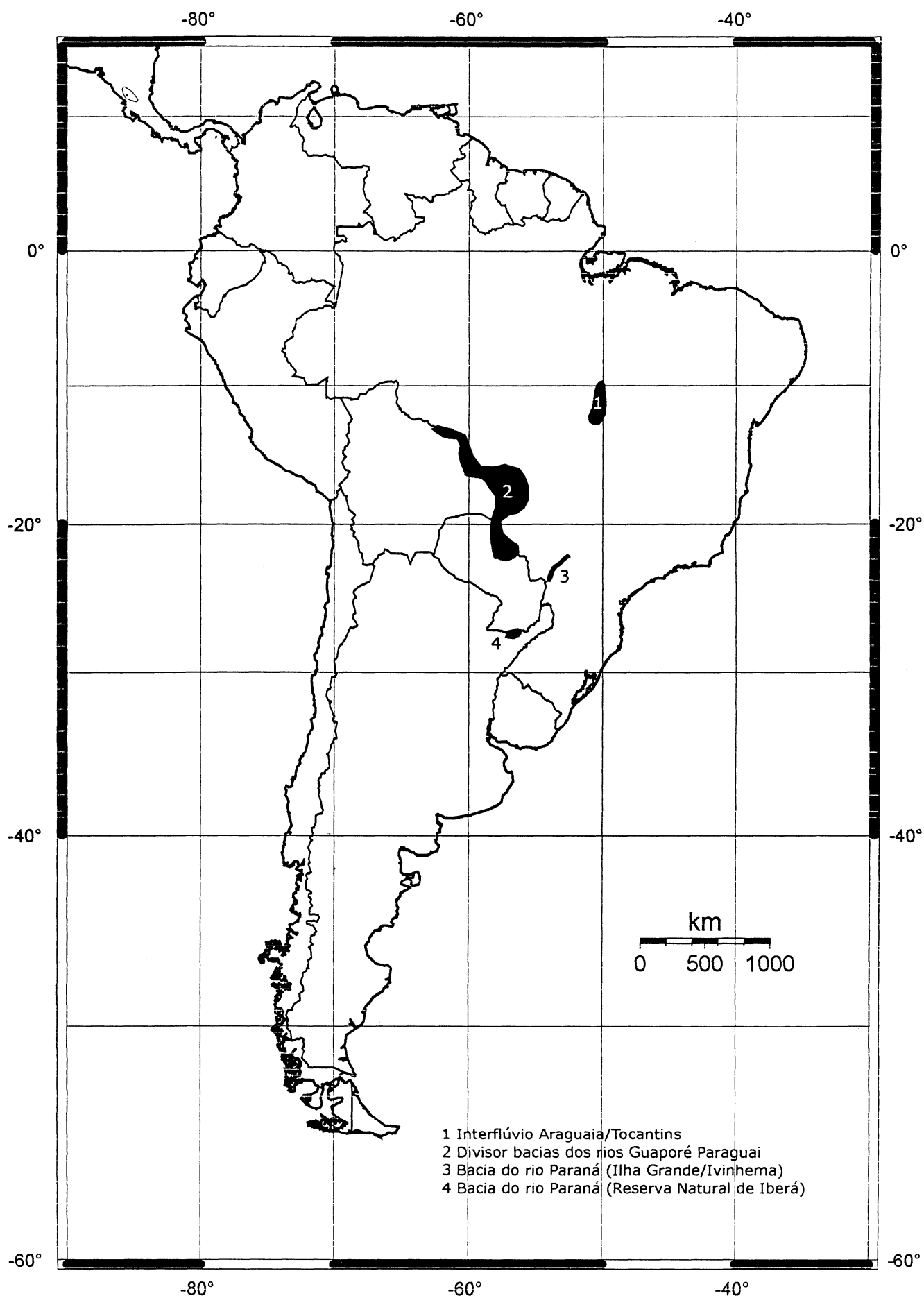
**(1) Usinas hidrelétricas:** existem duas grandes barragens no entorno do parque: usina hidrelétrica de Itaipu, que iniciou sua operação em 1982 e a usina hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta (Porto Primavera), que começou a operar a partir de 1999. Há indicativos bastante consistentes de que as flutuações bruscas nas cotas altimétricas a jusante da barragem de Porto Primavera e a montante da barragem de Itaipu podem acarretar alterações nas condições físicas e químicas da água, e na dinâmica e estrutura das comunidades vegetais que fazem parte da dieta do cervo. Entretanto, estas suposições precisam ser esclarecidas com estudos de longo prazo, uma vez que as informações existentes sobre o uso do ambiente pela espécie podem apenas ser usadas como indicativas do impacto das usinas sobre a população de cervos no Parque Nacional de Ilha Grande e no Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, uma vez que ambas áreas encontram-se confinadas entre estas duas grandes barragens e sofrendo os efeitos da variação do regime hidrológico.

Tomas *et alii* (1997) fazem referência ao problema das usinas hidrelétricas, mencionando que as atividades que alteram o regime hidrológico dos ambientes ocupados pelo cervo podem ter

efeito negativo sobre a capacidade de suporte desses ambientes. Segundo estes autores, o controle da vazão do rio pode alterar substancialmente o hidroperíodo das várzeas a jusante, alterando a vegetação e, conseqüentemente, a qualidade desses ambientes. Conforme Pinder (1996) e Tomas *et alii* (1997), as grandes usinas hidrelétricas são atualmente o principal fator causador de desaparecimento de populações da espécie, uma vez que eliminam completamente os ambientes marginais ao longo dos grandes rios. De fato, se compararmos o mapa de Cembranelli (Autuori, 1972) e o de Pinder (1991) com a atual distribuição dos cervos na bacia do rio Paraná, fica evidente a relação negativa das diversas usinas hidrelétricas sobre as populações de cervo, como por exemplo Ibitinga, Nova Anhavandava e Três Irmãos, no rio Tietê, além de Ilha Solteira, Rosana, Jupiá e Porto Primavera, no rio Paraná. Tomas *et alii* (1997) informam que nestas áreas os cervos foram reduzidos a dois ou três pequenos grupos, que provavelmente não somam 100 indivíduos. Mais ao sul, no rio Paraná, o enchimento do reservatório da usina hidrelétrica de Porto Primavera eliminou grande parte da população estimada por Pinder (1996) em 940 cervos em uma área de 2.500 km<sup>2</sup>. A Figura 6 ilustra a distribuição atual geográfica do cervo na América do Sul.

No pantanal, as pesquisas têm demonstrado que a espécie desloca-se em busca de melhores condições do ambiente nos períodos de cheias (Schaller & Vasconcelos, 1978; Tomas, 1986; Mauro, 1993; Tomas *et alii*, 1997 e Tomas *et alii*, 2001). Schaller & Vasconcelos (1978) verificaram que no pantanal de Poconé (MT), os cervos podem se deslocar até 50 km, respondendo às cheias sazonais, em busca de ambientes mais altos e com profundidade adequada da água. Schaller & Vasconcelos (1978) verificaram que a espécie não costuma freqüentar locais cuja profundidade é maior que 60 cm. Tomas (1986) registrou as profundidades nos locais mais frequentados por cervos no Pantanal e que em 75,9% dos casos os cervos estavam em áreas entre 20 e 60 cm, 19,3% em áreas com menos de 20 cm e apenas 3,7% em áreas mais profundas.

**(2) Caça:** segundo as informações obtidas através das entrevistas, a caça foi a atividade mais citada pela população local como principal causa de mortalidade de cervos no parque, com 24 relatos. Os relatos indicam que os ilhéus tomaram conhecimento de 48 cervos encontrados mortos na região nos últimos três anos, sendo 27 machos, 17 fêmeas, 2 filhotes e 2 sem informação. Entretanto, este número não pode ser atribuído exclusivamente à caça porque os animais não foram avaliados, podendo estar relacionado a diversos fatores; tampouco a informação é segura. O cervo pode ser considerado uma espécie com alto valor cinegético, desta forma, um caçador não



**Figura 6.** Distribuição atual do cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus*

abandonaria sua caça facilmente, a não ser que os cervos fossem feridos por tiro e conseguissem escapar, aparecendo mortos mais tarde. Esta afirmação pode ser conferida nas Figuras 7a e 7b, que retratam duas fêmeas adultas de cervo, a primeira encontrada ferida e que mais tarde veio a óbito e a segunda encontrada morta na região do parque.

Em todo o parque há notícias de que a caça ao cervo é freqüente, e a maioria dos relatos apontam que a espécie é utilizada na alimentação da população local. Porém, muitas informações indicam que a capivara *Hydrochaeris hydrochaeris* é a espécie mais visada para o consumo, sendo tal atividade de caça, muitas vezes, consentida pela fiscalização que deveria reprimi-la.

Relatos menos freqüentes apontam caça esportiva, comércio de carne e de galhadas (Figura 7c). K. C. Abreu (com. pess.) informou que há caça esportiva nas várzeas do rio Iguatemi, um dos tributários do rio Paraná, no Mato Grosso do Sul, e que apenas um caçador, abateu mais de 30 cervos em um ano. Uma entrevista, realizada em Guaíra com outro caçador, apontou que este já havia caçado mais de 30 cervos desde que estava na região (37 anos), revelando que o local mais procurado por ele para caçar era a lagoa Saraiva. Tal lagoa possui fácil acesso através de um canal no rio Paraná. O mesmo local foi apontado por um agente de fiscalização da região de Guaíra como o local mais procurado pelos caçadores. A fiscalização do Coripa de Guaíra apreendeu em 1998 duas armadilhas de disparo para caça de paca e cervo nesta mesma região (Figura 7d).

Os relatos apontam ainda que os mamíferos mais procurados pelos caçadores na região são, além da capivara, a paca *Agouti paca*, o cervo *Blastocerus dichotomus*, o cateto *Pecari tajacu*, e o tatu *Dasypus novemcinctus*. Em 26 relatos, os ilhéus e ribeirinhos admitiram que praticam a caça na área do parque. Destes, 25 informaram que a capivara *Hydrochaeris hydrochaeris* é a espécie mais procurada para o consumo. Apenas um entrevistado relatou que caçou cervo. Na região do Pantanal a caça é tratada por Lourival & Fonseca (1997) que analisaram a sustentabilidade do modelo de caça tradicional no pantanal da Nhecolândia. O trabalho deixa evidente que a caça aos Cervidae não é acentuada, embora relatem que no passado o cervo foi muito procurado em razão do couro-macio utilizado em vestimentas e para exportação, além de terem sido procurados como troféu pelos fazendeiros e caçadores esportivos.

No Paraná, Margarido (2001) estudou o impacto da interferência humana sobre uma população de queixadas *Tayassu pecari* na Fazenda Rio das Cobras, um fragmento da região sudoeste com aproximadamente 80.000 ha de florestas plantadas de *Araucaria angustifolia* e *Pinus* sp., além de florestas nativas. Esta área foi invadida por integrantes do movimento dos



trabalhadores sem terra (MST) e os remanescentes florestais foram bruscamente reduzidos. Tal fato gerou a desapropriação de uma área de 26.000 ha para a implantação de um assentamento de reforma agrária, mas as invasões continuaram a acontecer, ocasionando intenso processo de degradação em outros 23.000 ha de floresta nativa restantes. De acordo com o estudo realizado, a caça, a destruição e a fragmentação florestal provocaram o declínio da população, comprometendo a sobrevivência dos queixadas na região. De forma similar Cullen Jr. (1997) relata o problema das invasões do MST sobre os fragmentos de floresta atlântica na região de Pontal do Paranapanema, no estado de São Paulo e suas conseqüências sobre a fauna de mamíferos ungulados, inclusive com a extinção local de espécies.

No Cerrado, Leeuwenberg & Robinson (1999) realizaram estudos de manejo de fauna cinegética para os índios xavantes, no Mato Grosso. Estes autores observaram que os xavante adotam um modelo de caça não seletiva ao acaso, ou seja, não há preferência por sexo ou idade, fato que contribuiu para o declínio sugerido de populações de veado campeiro *Ozotocerus bezoarticus* e cervo *Blastocerus dichotomus*. Especialmente os dados de caça de cervo mostram uma quase ausência de filhotes e poucos indivíduos acima de dois anos de idade. Segundo os autores a análise da proporção entre machos e fêmeas caçados, de 1:2, sugere que a população está declinando e mostra uma estrutura populacional irregular e instável. Esta proporção é diferente daquela apresentada por Pinder & Seal (1994) para cervos adultos (1:3), para os quais a pressão de caça é maior sobre os cervos machos na região do rio Paraná, onde realizaram o estudo. Entretanto Pinder (1997) encontrou a proporção de 1:3 no rio Paraná e atribui que tal proporção pode estar sujeita a erros de identificação do sexo durante o levantamento aéreo. É importante considerar que esta espécie possui um baixo potencial reprodutivo, uma vez que apenas um filhote é gerado por ano e as fêmeas atingem a maturidade sexual aos dois anos, enquanto que os machos com três anos (Pinder & Seal, 1994). Além disso, a ampliação do conhecimento a cerca do comportamento social da espécie, poderá contribuir para o entendimento de importantes mecanismos que atuam na estrutura da população.

Considerando Pinder & Seal (1994), para quem a caça contribui como um significativo fator de declínio das populações nas áreas onde houve severa redução e transformação do ambiente, a prática da caça representa um grave fator de ameaça à população de cervos do Parque Nacional de Ilha Grande e para sua persistência local a longo prazo. Este tipo de situação foi analisada por Torres *et alii* (2002) na região de Porto Primavera, onde avaliaram a pressão de caça sobre cervos

marcados com rádio-colar e brincos, revelando que dos 40 cervos monitorados quatro foram mortos por caçadores, sendo dois machos e duas fêmeas; ou seja 10% da amostra.

Mesmo não tendo sido avaliada em profundidade, dada a dificuldade para obtenção de informações sobre o assunto junto à população local, a caça está entre os fatores considerados mais graves a serem controlados para a manutenção desta população, sendo que há fortes indícios de que conta com a conivência das autoridades responsáveis pela fiscalização. Um dos grandes desafios para a conservação da espécie na região é reprimir tal atividade, especialmente nas várzeas do rio Iguatemi (MS), onde foram obtidas muitas informações sobre esta atividade.



(a)



(b)



(c)



(d)

**Figura 7.** A caça ao cervo-do-pantanal praticada no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno

(a) Fêmea ferida; (b) Fêmea abatida; (c) troféu de cabeça de cervo macho; (d) armadilhas de espera

**(3) Drenagens, uso agrícola e pecuário do solo:** a densidade de cervos em áreas onde foram verificados canais de drenagem, seja para aproveitamento pecuário ou agrícola, parece ser menor, mas este fato, por razões metodológicas, não pode ser testado. Estas áreas mais degradadas localizam-se nas várzeas da margem do Mato Grosso do Sul e nas várzeas da foz do rio Ivaí, no Paraná. Tomas *et alii* (1997) e Wemmer *et alii* (1998) relatam as drenagens das

várzeas como uma das causas de declínio das populações de cervos, uma vez que este tipo de manipulação no ambiente altera completamente as características favoráveis à espécie. Segundo Tomas *et alii* (1997), a prática de abrir canais de drenagens foi por um longo tempo incentivada no Brasil pelo governo federal, através do Programa Pró-várzeas.

**(4) Fogo:** de acordo com as entrevistas, as principais causas de incêndios ocorridos no parque estão relacionadas à ação dos próprios ilhéus e pessoas que utilizam a área nos fins-de-semana e feriados. Muitos incêndios são provocados por descuido em acampamentos, outros são propositais. Também foi possível detectar outras atividades praticadas pelos ilhéus que podem atuar como potenciais causadoras de incêndios no parque, entre as quais limpeza de roças, abertura de novas posses, queima do lixo, caça e roubo de apiários. De acordo com informações da administração do parque, desde abril de 1999 até janeiro de 2002 ocorreram aproximadamente 30 incêndios, sendo que destes, sete foram considerados de grande porte. Existem informações com alguns detalhes sobre 14 incêndios, conforme apresentado na Tabela 6.

**Tabela 6.** Notificações de incêndios ocorridos no Parque Nacional de Ilha Grande, com datas, região de ocorrência e área atingida pelo fogo

Data	Região de ocorrência	Área atingida (ha)
28/04/1999	Ilha do Estreito (Vila Alta)	1
10 a 12/08/1999	Ilha Bandeirantes (Vila Alta)	2.010
15/08/1999	Ilha Dayse (São Jorge do Patrocínio)	12
21/08/1999	Ilha Triângulo (Vila Alta)	110
24/08/1999	Várzea da lagoa Jacaré (São Jorge do Patrocínio)	10
27 e 28/08/1999	Entorno da lagoa Saraiva (Guaíra)	160
31/08 a 03/09/1999	Ilha Grande	50.000
24/10/1999	Canal Morto da ilha Grande (Vila Alta)	6,5
08 a 10/03/2000	Ilha Peruzzi (Guaíra)	3.000
09/06/2000	Ilha Grande, abaixo da lagoa Saraiva (Guaíra)	2.000
21 e 22/08/2000	Foz do rio Pacaraí (São Jorge do Patrocínio)	35
19 e 20/08/2001	Fazenda do Banhado (São Jorge do Patrocínio)	500
27 a 29/11/2001	Ilha Grande (São Jorge do Patrocínio/Altônia)	3.000
22 e 23/01/2002	Ilha Grande, abaixo da lagoa Saraiva (Guaíra)	100

Fonte: administração do parque

No parque, os cervos conseguem escapar do fogo. Entretanto, por se distribuírem preferencialmente no interior da Ilha Grande (Figura 5) e por esta sofrer intensamente a ação de queimadas anuais, os cervos são obrigados a procurar as margens tornando-se alvos fáceis para a ação oportunista de caçadores quando estão em deslocamento para áreas seguras ou quando estão atravessando o rio Paraná ou ainda ao ataque de cães, como será discutido a seguir.

Em uma avaliação pós-incêndio realizada em agosto de 2000 na ilha Bandeirantes, Tiepolo *et alii* (2000) encontraram uma fêmea de cervo morta, entretanto não haviam sinais de queimaduras, indicando óbito em decorrência de intoxicação pela fumaça ou estresse. Também puderam observar através de vestígios (pegadas e fezes) que logo após o incêndio, a área já estava sendo ocupada pela espécie. No Parque Nacional de Emas, em Goiás, Silveira *et alii* (1999) avaliaram o impacto de um incêndio sobre a fauna de mamíferos de grande porte. Os autores utilizaram linhas de transectos que eram percorridas em busca de carcaças. Foram encontrados mortos 16 tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), dois tatus-canastra (*Priodontes maximus*) e uma anta (*Tapirus terrestris*). De acordo com estes resultados os autores discutem as possíveis consequências ecológicas dos incêndios a longo prazo sobre a fauna de grande porte, tendo efeitos extremamente nocivos sobre a população de *M. tridactyla*. Silveira *et alii* (1999) citam que o veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*) é menos vulnerável ao fogo porque pode detectá-lo e correr mais rapidamente, o mesmo pode ser esperado para o cervo na área do parque.

O estudo de Taber & Dasmann (1957) com a espécie de veado norte-americana (*Odocoileus hemionus sitkensis*), na Califórnia, demonstrou que em uma área onde eram realizadas queimas controladas, a densidade da espécie era maior (25 veados por km<sup>2</sup>) em relação à outra área onde tal procedimento não era adotado (11 veados por km<sup>2</sup>). Os autores atribuem tais diferenças ao fato da área manejada disponibilizar maior quantidade de alimentos sob a forma de novas folhas e brotos. Entretanto, os veados da área manejada apresentavam menor expectativa de vida, fato que pode estar relacionado ao aumento da pressão de caça ou à competição intra-específica nesta área.

Os incêndios, especialmente os naturais e suas consequências, precisam ser melhor elucidados quanto ao seu efeito sobre a população de cervos, para uma tomada de decisão. Assim, num primeiro momento, recomenda-se que incêndios provocados pela ação humana devam ser combatidos. O fogo natural faz parte dos processos ecológicos podendo contribuir para a renovação das várzeas e disponibilização de alimentos para a fauna herbívora na forma de brotos novos, e se

for combatido sem critérios e sem uma pesquisa profunda, pode ter consequências catastróficas, pois a vegetação da várzea cresce demasiadamente contribuindo para que em incêndios futuros, muito distanciados no tempo, o fogo atinja intensidades muito elevadas e se alastre de forma descontrolada.

**(5) Translocação e manipulação:** a captura de cervos durante enchentes, incêndios e outras situações em que a espécie fica exposta, freqüentemente leva a óbito. Nestes casos a captura é bem intencionada e até mesmo realizada para evitar a ação de caçadores oportunistas, mas relatos sobre cervos capturados por ocasião da enchente de 1997 e mantidos cativos no município de Itaquiraí (MS) informaram que todos foram a óbito.

Os cervos da região de Ilha Grande resgatados e translocados para o criadouro de animais silvestres da Itaipu Binacional (CASIB), localizado em Foz do Iguaçu, foram acompanhados pelo médico veterinário Wanderlei de Moraes. Foram recebidos ao todo 20 cervos desde 1987, sendo oito machos adultos, quatro machos filhotes, cinco fêmeas adultas e três fêmeas filhotes, dos quais 15 foram resgatados durante as cheias de 1997. Deste total, 19 animais foram a óbito tendo sido realizada a necrópsia em todos. Quatro exemplares tiveram causa *mortis* em função da espécie ser sensível a uma condição fisiopatológica denominada miopatia de captura, que acomete muitos animais selvagens, especialmente aves e mamíferos. Tal condição é caracterizada clinicamente por intensa dor, rigidez locomotora e incoordenação, oligúria, depressão e morte (Dias, 1997). Os cervídeos são animais reconhecidamente sensíveis aos efeitos do estresse, sendo comum advirem acidentes traumáticos, sérios problemas cárdio-respiratórios e notadamente distúrbios metabólicos graves, como a acidose e a miopatia de captura (Fowler, 1986<sup>1</sup> *apud* Acco *et alii*, 1999).

Nas capturas de cervos realizadas para o estudo de Buschinelli (1993), no baixo rio Tietê, houve 15 óbitos entre os 158 cervos capturados, sendo as causas traumatismos, hipertemia e miopatia de captura. De acordo com a revisão sobre síndrome do estresse em animais, feita por Acco *et alii* (1999), dentre os principais agentes estressantes, para espécies animais selvagens ou domésticas, está a contenção física e o transporte. Para estes autores, a estimulação pelos agentes causadores de estresse conduz à resposta de adaptação, que envolve três fases distintas: reação

---

<sup>1</sup> Fowler, M. E. 1986. Stress. In: **Zoo & Wild animal medicine**. 2a ed. Philadelphia: W. B. Saunders Company. 1127p. p. 34-35.

de alarme; estágio de resistência; e estágio de exaustão. Segundo Pachaly *et alii* (1993)<sup>2</sup> *apud* Acco *et alii* (1999), a adaptação fisiológica é o desenvolvimento de processos de adaptação ao estresse que levam ao retorno da homeostase, e a exaustão é a falha nestes processos adaptativos. Para Fowler (1986) *apud* Acco *et alii* (1999) cada reação a um agente estressante tem significado adaptativo, e reações extremas podem suscitar respostas potencialmente fatais em um animal em certas situações, enquanto que em outras pode torná-lo susceptível a enfermidades, diminuir a capacidade cognitiva e a fertilidade.

A manipulação e translocação da espécie deve ser reprimida através de programas de educação ambiental e cursos, a começar pelos agentes de fiscalização do parque. Quando em situações de exposição à ameaça, como no caso de enchentes e incêndios, a fiscalização deve ser mais intensa, coibindo qualquer ação de contenção da espécie. Tal procedimento só pode ser realizado por profissionais devidamente capacitados.

**(6) Atropelamento:** segundo informações dos entrevistados, foram reportados seis casos de cervos atropelados no parque entre 1997 e 2001. A maior incidência ocorreu na estrada ao norte, que liga a margem do Paraná, na localidade de Porto Figueira até o Mato Grosso do Sul, na localidade de Porto Santo Antônio (Figura 1). A estrada cortava o parque por aproximadamente 30 km e não possuía qualquer tipo de sinalização sobre velocidade de trânsito ou sequer sobre o perigo de atropelamento de animais selvagens. Esta estrada deixou de funcionar após a inauguração da rodovia PR-485 que atravessa a ilha Bandeirantes, no dia 14 de março de 2002. Esta nova rodovia (Figura 1), além de ter causado impacto sobre as várzeas desta ilha, promove grande trânsito de veículos no interior do parque ocasionando mais um obstáculo para o fluxo de animais que atravessam a área e grave fator de ameaça por atropelamento. Ainda nas várzeas, mas fora dos limites do parque, ao sul, cervos e espécies como capivara *Hydrochaeris hydrochaeris*, tatu *Dasypus novemcinctus*, tatu-peludo *Euphractus sexcinctus*, gambá *Didelphis albiventris*, tamanduá-mirim *Tamandua tetradactyla*, cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* e quati *Nasua nasua* são freqüentemente atropelados na rodovia que dá acesso a Mundo Novo, no Mato Grosso do Sul.

---

<sup>2</sup> Pachaly, J. R. *et al.* 1993. Estresse por captura e contenção em animais selvagens. **A hora veterinária**, Porto Alegre, 13(74): 47-52.

Ao sul do parque, com a construção da ponte sobre o rio Paraná (BR-272), em Guaíra, criou-se uma barreira física que impossibilita o trânsito dos animais (Figura 1). Para atravessar o local eles utilizam a pista e acabam sendo atropelados. Da mesma forma, não existe qualquer tipo de sinalização e outras medidas para atenuar este impacto.

A perda de mamíferos através de atropelamentos nas rodovias do Brasil provoca um impacto grande sobre a composição e a riqueza mastofaunística nas áreas sob influência destas, entretanto ainda pouco conhecido localmente do ponto de vista científico. Estudos do impacto que as rodovias causam sobre a fauna têm sido tratados entre outros por Bellis & Graves (1971), Puglisi *et alii* (1974) e Reed *et alii* (1975) que avaliaram a mortalidade de Cervidae em rodovias nos Estados Unidos e Oxley *et alii* (1974) que investigaram os efeitos de rodovias sobre populações de pequenos mamíferos também nos Estados Unidos. No Brasil, Vieira (1996) coletou dados nas rodovias que ligam Brasília a Belo Horizonte (BR-040) e a Campinas (BR-040, BR-050 e SP-330) mostrando que o número de mamíferos mortos nas estradas brasileiras não deve ser desprezado. O autor estimou que o número total de animais mortos somente em áreas de cerrado chega a mais de 2.700 por ano. Costa *et alii* (2002) coletaram informações sobre mortalidade de mamíferos na RS-290 em um trecho de 240 km vistoriado semanalmente durante seis meses. O resultado mostrou que 78% dos animais atropelados eram mamíferos (N=57), sendo os mais freqüentes o cangambá *Conepatus chinga*, o cachorro-do-campo *Pseudalopex gymnocercus*, o cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*, o preá *Cavia aperea*, o furão *Galictis cuja*, o tatu *Dasypus novemcinctus*, a lebre-européia *Lepus europaeus* e o mão-pelada *Procyon cancrivorus*. Seguindo esta mesma linha, Cândido-Jr. *et alii* (2002) percorreram diariamente o trecho da BR-277 entre Cascavel e Foz do Iguaçu, no estado do Paraná, coletando as espécies atropeladas. Em apenas um mês foram coletados 103 indivíduos de 34 espécies, sendo 12 mamíferos (gambá-de-orelha-branca *Didelphis albiventris*, gambá-de-orelha-preta *D. aurita*, tatu-galinha *Dasypus novemcinctus*, cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*, capivara *Hydrochaeris hydrochaeris*, mão-pelada *Procyon cancrivorus*, tatu-peludo *Euphractus sexcinctus*, lebre-européia *Lepus europaeus*, furão *Galictis cuja*, ouriço-caxeiro *Sphiggurus* sp., veado *Mazama* sp. e ratão-do-banhado *Myocastor coypus*). Os números que este trabalho apresenta são preocupantes, uma vez que tal rodovia neste trecho localiza-se apenas no entorno e não dentro do Parque Nacional do Iguaçu, uma das áreas de maior biodiversidade no estado do Paraná.

Rodovias não provocam apenas mortalidade da fauna que está associada aos ambientes que circundam estas vias. Uma consequência muito grave dos empreendimentos rodoviários é a fragmentação do ambiente levando à perda de diversidade genética das populações além da degradação provocada, ocasionando perda de ambientes (Soulé, 2000). De acordo com Vieira (1996), somente com o conhecimento do real efeito dos atropelamentos em rodovias sobre as populações de mamíferos será possível reunir argumentos para tratar de maneira diferenciada as áreas onde o problema é mais crítico.

A existência de estradas, pontes e demais vias de acesso com grande fluxo de veículos no interior de um parque nacional são incompatíveis com os objetivos de conservação do mesmo. Mesmo com o fechamento da estrada que corta a ilha Grande em seu limite norte, a ponte que liga Porto Camargo, no município de Icaraíma (PR), ao Mato Grosso do Sul, causou grave impacto sobre a várzea da ilha Bandeirantes e conseqüentemente sobre a densidade de cervos desta ilha, além de certamente ser causa atropelamentos. O aproveitamento de carcaças de cervos atropelados nas vias de acesso ao parque é de extrema importância para se avaliar o impacto destas estradas e rodovias sobre a população. Tais procedimentos são imprescindíveis também para se ampliar o conhecimento sobre a estrutura desta população. Através da carcaça dos cervos encontrados mortos é possível obter informações sobre a estrutura genética da população, um trabalho difícil de se realizar em condições naturais, particularmente para esta espécie, caracteristicamente de difícil manejo e, também, pelo tipo de ambiente em que vive. Informações genéticas são indispensáveis em qualquer programa de conservação. Um treinamento com as equipes de fiscalização das diversas instituições envolvidas auxiliaria na coleta, acondicionamento e envio deste material para instituições de pesquisa, o que, além de uma necessidade, é uma recomendação.

**(7) Ataques de cães ferais e domésticos:** houve cinco relatos de casos de ataques de cães ferais ou domésticos como causa de morte de cervos no interior da ilha Grande e um ocorrido próximo a localidade de Porto Figueira, fora dos limites do parque, em abril de 2002. De fato, observa-se grande número de cães e gatos no interior do parque e em todo o seu entorno. Entre os ilhéus entrevistados, 40 deles possuem algum animal doméstico. As informações indicam aproximadamente 68 cães e 50 gatos no interior do parque, o que é uma prática incompatível aos



objetivos de manejo de uma unidade de conservação, que prevê a erradicação de espécies exóticas animais ou vegetais.

De acordo com W. M. Tomas (com. pes.), muitos cervos são vítimas do ataque de cães durante as enchentes. Segundo relatos da população local, durante a enchente de 1997, quando os cervos procuravam por locais mais secos nas margens, acabaram sendo perseguidos por cães domésticos. Muitos trabalhos fazem referência a ataques de cães ferais sobre a fauna, como Kruuk (1981), Barnett (1982) e Barnett & Rudd (1983) nas Ilhas Galápagos e ataques de cães sobre cervídeos na América do Norte (Ward, 1954 e Caysey & Cude, 1980). No Brasil, a proibição de espécies exóticas em áreas protegidas está documentada na maioria dos planos de manejo como norma. No Parque Nacional de Emas, Lindbergh (1998) e W. M. Tomas (com. pess.) referem-se a ataques de cães ferais. No Parque Nacional de Brasília, W. M. Tomas (com. pes.) cita que, além da predação de espécies nativas como o veado catingueiro *Mazama gouazoubira*, cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*, tamanduá-bandeira *Myrmecophaga tridactyla*, anta *Tapirus terrestris*, mão-pelada *Procyon cancrivorus*, tatu-galinha *Dasypus novemcinctus* e o teiú *Tupinambis* sp., os cães ferais estão introduzindo doenças letais, como a cinomose e a parvovirose.

**(8) Competição e doenças associadas ou transmitidas por ungulados exóticos:** o problema com ungulados exóticos no parque encontra-se reduzido desde o início da implantação deste em 1997, quando os fazendeiros da região foram obrigados a retirar seus rebanhos do interior das ilhas por força de um mandato judicial. Ungulados exóticos, quando em más condições sanitárias, podem transmitir várias doenças para os Cervidae nativos, além de competirem por recursos. Na Reserva Biológica do Guaporé, é sério o problema com búfalos selvagens que podem estar competindo pelos mesmos recursos que a população de cervos (W. M. Tomas, com. pess.). Entre as doenças que podem ser transmitidas para ungulados nativos advindas desta interação, está a língua azul, doença epizootica hemorrágica (DEH), viral, infecciosa, não-contagiosa, transmitida por insetos, que pode apresentar-se sobre a forma aguda, subaguda ou crônica. Segundo Arita *et alii* (1997), esta doença acomete uma grande variedade de ruminantes domésticos e selvagens. Admite-se que a DEH acometa preferencialmente ruminantes selvagens, sendo os Cervidae o principal grupo atingido. Pinder & Seal (1994) citam uma comunicação pessoal de J. M. B. Duarte que retrata esta doença em cervos capturados no rio Paraná para estudos de

radiotelemetria, embora esta doença só tenha sido descrita para animais de cativeiro (Duarte & Arita, 1992 e Arita, 1997).

Autores como Schaller & Vasconcelos (1978), Jungius (1976), Thornback & Jenkins (1982) e Tomas *et alii* (1997) referem-se a doenças introduzidas por bovinos como causa de mortalidade e declínio de populações de cervo. Schaller & Vasconcelos (1978) referem-se a aftosa, brucelose e babesiose para a região do Pantanal como causas do declínio das populações junto com o baixo recrutamento observado. Da mesma forma Schweizer (1992) refere-se a aftosa como uma doença que o gado trouxe aos ungulados pantaneiros. Na Argentina, Beccaceci (1994) informa sobre a incidência de endo e ectoparasitas nos cervos da Reserva Natural de Iberá e sugere que a aftosa, brucelose e babesiose, que ocorrem no gado da região, podem estar afetando os cervos. Tomas *et alii* (1997) reportam que um exemplar da região sudoeste de São Paulo veio a óbito no zoológico de Ilha Solteira com sintomas de doença vesicular (aftosa ou diarreia bovina virótica), além de intensa infestação por carrapatos e endoparasitas. Os mesmos autores citam que no Pantanal os fazendeiros e peões reportam a incidência de aftosa em cervos, com indivíduos apresentando os cascos completamente danificados; entretanto estas informações não puderam ser confirmadas.

No parque, com a gradativa retirada da população e dos que ainda moram, o problema tende a diminuir. A retirada do gado foi de extrema importância para a restituição do ambiente que encontrava-se excessivamente degradado, fato que pode ter repercutido na maior densidade de cervos que existe no interior da Ilha Grande. No município de Altônia, as várzeas localizadas na margem do Paraná também sofreram a retirada de gado por força de um mandato judicial, através de uma promotoria de justiça mais atuante nas questões ambientais.

**(9) Afogamento, cercas de arame e picadas de abelhas:** houve mortes esporádicas por afogamento em poços de extração de areia que existiam no interior da Ilha Grande. Da mesma forma, mortes de cervos enroscados em cercas de arame no interior das ilhas e na margem do Paraná foram relatadas por ilhéus. Técnicos do CASIB (criadouro de animais silvestres da Itaipu Binacional) de Foz do Iguaçu encontraram um filhote macho de cervo morto enroscado em cerca de arame, em Guaira. De fato, a área do parque tem muitos limites de posse cercados com arame, e já foram constatados outros casos de morte de cervo em decorrência deste fator; podendo estar associada ao estresse provocado pelo choque na cerca e suas consequências fisiopatológicas.

A morte de cervo através de picada de abelha foi relatado em apenas um caso, entretanto a informação não é segura. O parque é muito procurado por ilhéus e por outras pessoas do entorno para criação de abelhas africanizadas. Entre os ilhéus entrevistados foi estimado o número de caixas de abelhas existentes em mais de 1.200. Tal atividade não é compatível com os objetivos de manejo de um parque nacional, entretanto a apicultura continua a ser praticada na área. Mesmo na área de proteção ambiental, no entorno do parque, tal atividade deve ser regulamentada. Ambos fatores podem ser facilmente resolvidos com medidas simples, como por exemplo, a remoção de cercas de arame que ainda existem no interior das ilhas e a remoção dos apiários do parque.

**(10) Enchentes:** embora o cervo possua adaptações para locomoção em ambientes aquáticos, sendo considerado um bom nadador e possuindo, inclusive, membranas interdigitais nos membros locomotores, as mortes em decorrência de enchentes no rio Paraná foram relatadas em 16 casos. Ficou evidente em 12 relatos que muitas das mortes durante as grandes enchentes foram em virtude do aumento da caça e da facilidade para caçar a espécie na região, já que o cervo, em situações extremas de cheias, procura locais secos, atravessando o rio em direção às áreas de pasto localizadas nas margens do Mato Grosso do Sul e do Paraná, tornando-se nesses locais um alvo fácil para caçadores. Ainda relacionado às enchentes, muitos casos de manipulação e translocação bem intencionadas por parte dos ilhéus, fiscais, biólogos, veterinários ou outras pessoas, conforme já descrito no item (5), com a intenção de retirar cervos da água para colocá-los “a salvo” nas margens ou mesmo translocá-los para locais “seguros”, acabaram promovendo a morte dos indivíduos. Pode-se inferir que as enchentes não seriam, em si, um fator de ameaça relevante, não fosse pela pressão antrópica durante as cheias. Ou, talvez, pudesse afetar apenas uma parte da população de cervos, neste caso, os filhotes e os indivíduos velhos ou doentes, com menor resistência para procurar um local seguro, nadando ou atravessando o rio Paraná.

### 4.3 CONSERVAÇÃO

#### 4.3.1 ANÁLISE DA VIABILIDADE DA POPULAÇÃO (AVP)

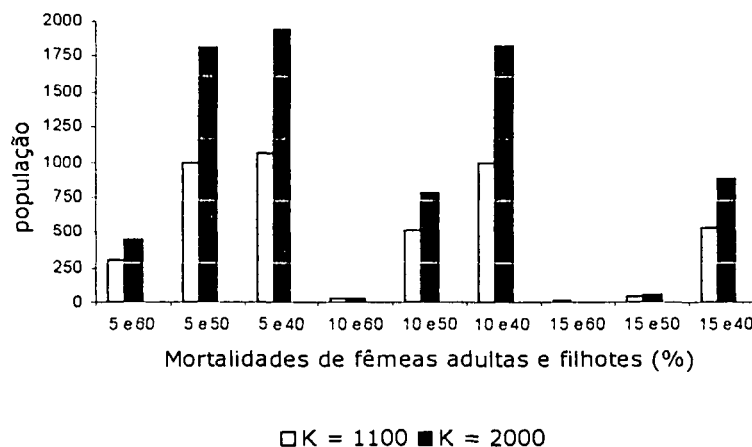
De acordo com McCarthy *et alii* (1995), as AVP têm se mostrado muito úteis quando associadas com análises de sensibilidade. A AVP, realizada para a população de cervos *Blastocerus dichotomus* por Pinder & Seal (1994), examinou vários modelos fornecendo análise de sensibilidade para cada uma das variáveis e suas interações. Este modelo foi seguido no presente trabalho, em que foram simulados 81 cenários combinando diferentes parâmetros. A análise de sensibilidade realizada nas simulações hipotéticas indicaram quais parâmetros tiveram maior impacto sobre o risco de declínio da população. A tabulação dos resultados das simulações encontra-se no Anexo 4.

Da mesma forma Brito & Fernandez (2000) analisaram os efeitos de vários fatores de ameaça em duas populações do marsupial *Micoureus demerarae* na Reserva Biológica de Poço das Antas, no Rio de Janeiro. De acordo com Possingham *et alii* (1993), este método tem duas vantagens: (1) aumenta a confiabilidade da AVP calculando imperfeições no parâmetro estimado; (2) mostra se as probabilidades de sobrevivência de uma população são especialmente sensíveis a uns poucos fatores quais são os que mais afetam a persistência ou não desta população e, portanto, quais destes seriam os mais importantes para uma estratégias de conservação e manejo.

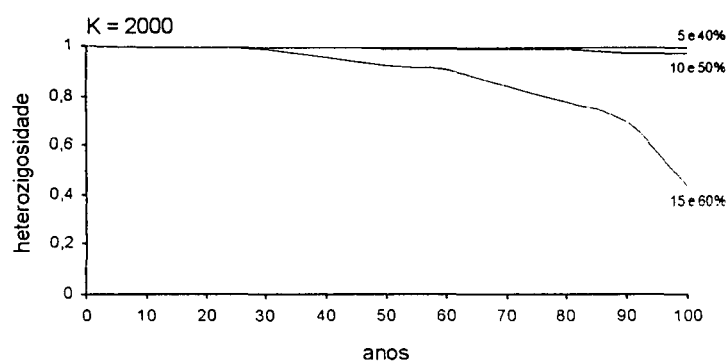
Com a estimativa populacional de cervos obtida para o Parque Nacional de Ilha Grande e entorno, foi testada uma situação hipotética onde não ocorriam catástrofes de qualquer natureza. Nessas simulações, foram utilizados dois valores para a população:  $N = 1079$  (considerando a área do parque e entorno) e  $N = 787$  (considerando apenas a área do parque). Os resultados indicaram declínio populacional com probabilidade de extinção quando combinados os valores de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes de 10 e 60%, 15 e 60% e 15 e 50%, em ambas simulações. Nestes cenários, a heterozigosidade retida na população esteve entre 0,57 e 0,82 para  $N = 787$  e entre 0,61 e 0,84 para  $N = 1079$  cervos.

Quando incluídos os efeitos de catástrofes do tipo 1 e 2 na população com  $N = 1079$  ( $K = 1100$ ), as taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes que não resultaram em probabilidade de extinção foram de 5 e 40%, 5 e 50%, 10 e 40%, 10 e 50% e 15 e 40%. Mas as únicas que mantêm a população estável, retendo a heterozigosidade em 0,98 ao longo de 100 anos, são 5 e 40%, 5 e 50% e 10 e 40%. Para estas taxas, quando aumentada a capacidade de suporte para  $K$

= 2000, há incremento da população (Figura 8) e a heterozigosidade retida fica em 0,99 (Figura 9). Considerando apenas a população do parque, a resposta é semelhante, mas a heterozigosidade retida diminui para 0,97. No entanto as simulações contemplam como cenários pessimistas as taxas de mortalidade de fêmeas e filhotes que parecem ser razoáveis como 5 e 60% e 10 e 50% (Figura 8).

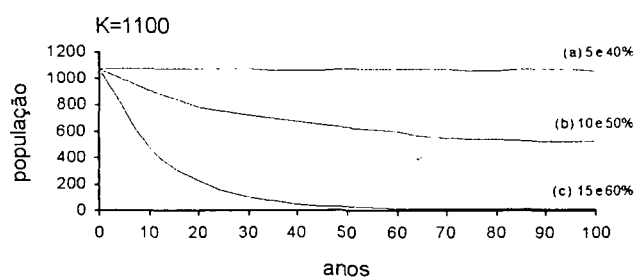


**Figura 8.** Tamanho da população de cervos considerando diferentes taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes



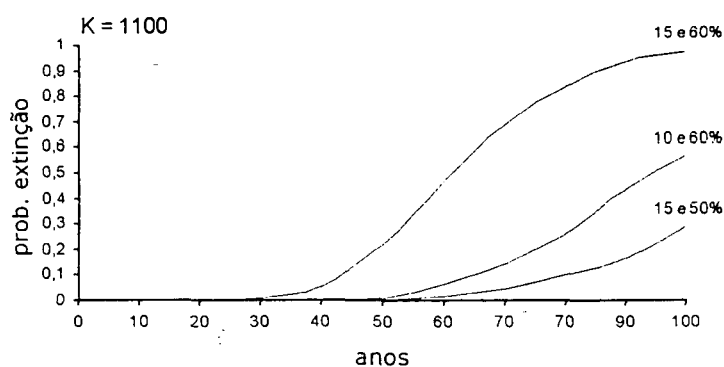
**Figura 9.** Heterozigosidade retida na população de cervos considerando diferentes taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes

A Figura 10 ilustra a resposta da população considerando três cenários com valor de K sendo 1100: (a) otimista, quando a taxa de mortalidade é de 5 e 40%; (b) declinando, quando a taxa de mortalidade é de 10 e 50%; (c) pessimista, quando a taxa de mortalidade é de 15 e 60%.



**Figura 10.** Efeito de diferentes taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes sobre a persistência da população.

Os cenários considerados pessimistas combinam taxas de mortalidade de fêmeas adultas e filhotes de 15 e 60%, 10 e 60% e 15 e 50%, em todos eles há grande probabilidade de extinção da população, conforme ilustra a Figura 11.



**Figura 11.** Probabilidade de extinção da população de cervos do parque e entorno nos cenários pessimistas

Não há persistência da população quando a probabilidade de ocorrência de catástrofes é duplicada para 16%, aumentando também sua severidade, independente dos valores de K (Anexo 3). Este fato é um indicativo de que estes eventos devem ser tratados com especial atenção pela administração da unidade de conservação, com aprofundamento em pesquisas e programas de manejo.

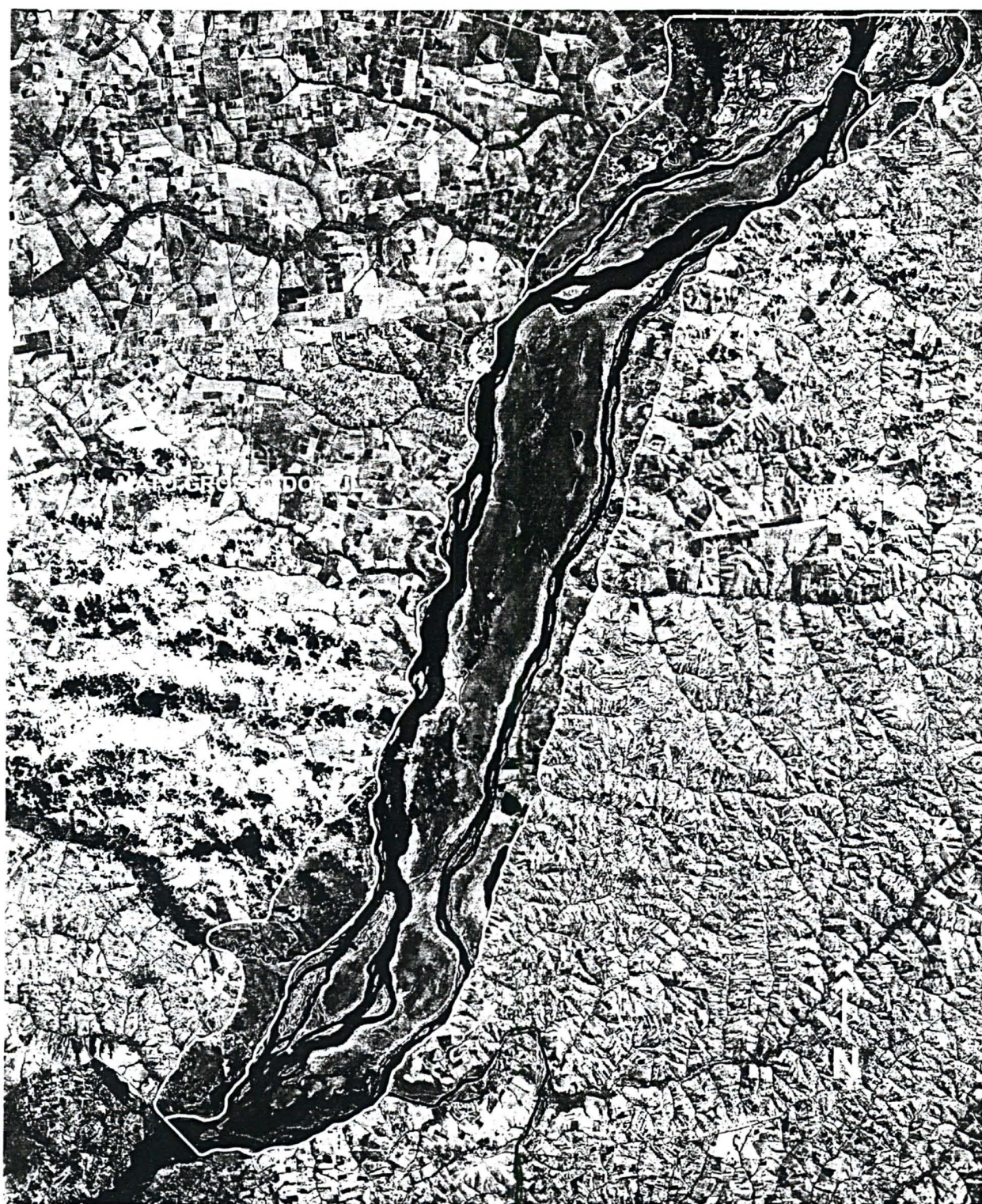
Pinder & Seal (1994) obtiveram resultados semelhantes com populações de 50, 200, 500 e 900 cervos variando os valores de capacidade de suporte em 100, 200, 500 e 1500, respectivamente, o que, segundo os autores, corresponde àquelas populações remanescentes que persistem no Brasil fora da área do pantanal. As modelagens por eles realizadas demonstram a vulnerabilidade enfrentada por estas populações no que se refere à redução do ambiente com as contínuas pressões e potencial risco à doenças epidêmicas. A perda da heterozigosidade chega a 30% nas pequenas populações quando comparada com a perda de 5% ou menos na população de 900 cervos, ao longo de 100 anos.

Quanto à mortalidade anual de fêmeas adultas, Pinder & Seal (1994) consideram a taxa de 10% como o valor máximo para a persistência da população de cervos. Com esta perspectiva, a população pode sustentar 60% de mortalidade de jovens com idade de até um ano, somente se a expectativa de vida for de 10 anos e na ausência de catástrofes. Esta seria uma situação muito difícil de se obter em condições naturais. Na presença de catástrofes, considerando estas mesmas taxas, a população do parque declinaria próximo da extinção (Figura 11). No caso dos cervos do Parque Nacional de Ilha Grande, as únicas opções avaliadas que não oferecem risco de extinção à população, são as taxas de mortalidade de 5% de fêmeas adultas associada à mortalidade de 40 (cenário a da Figura 10) e 50% de filhotes e a taxa de mortalidade de 10% de fêmeas adultas associada a 40% de filhotes.

Pinder & Seal (1994) ajustaram a taxa de mortalidade de machos adultos para atingir a proporção sexual de um macho para duas ou três fêmeas, conforme foi observado nas populações naturais por eles tratadas. Esta taxa pode aumentar a perda de variação genética da população quanto maior for a diferença de proporção entre machos e fêmeas. Entretanto, a proporção sexual entre machos e fêmeas adultos varia nas diferentes regiões, como demonstram Leeuwenberg & Robinson (1999) que, tratando uma população de cervos em uma reserva indígena Xavante onde há caça no Mato Grosso, observaram que o modo aleatório de caçar, praticado pelos índios, estaria levando tal população ao declínio, uma vez que não há seleção entre machos, fêmeas e filhotes. O mesmo tem sido observado por Torres *et alii* (2002) na região do rio Paraná, que foi afetada pelo reservatório da usina hidrelétrica de Porto Primavera. Mesmo tendo avaliado poucos indivíduos, estes autores observaram que a proporção de caça entre machos e fêmeas foi igual.

No que se refere à heterozigosidade, Pinder & Seal (1994) observaram uma perda de 1,5 a 3% da heterozigosidade por geração para as populações de 50 e 100 cervos, respectivamente.





- 1 Várzea do rio Paraná na confluência com o rio Amabai (MS)
- 2 Várzea do rio Paraná na confluência com o rio Ivaí (PR)
- 3 Várzea do rio Paraná na confluência com o rio Iguatemi (MS)

Escala  
12 km

**Figura 12.** Áreas do entorno do Parque Nacional de Ilha Grande de interesse para a conservação da população de cervos



A manutenção de uma população mínima viável de cervos para a área estudada depende dos efeitos anuais de taxas demográficas, da pressão de caça, dos efeitos das catástrofes sobre a sobrevivência e reprodução, da capacidade de suporte que a área oferece com a manutenção das várzeas do entorno e da estrutura genética da população. Entretanto, a presente AVP foi limitada pela falta de conhecimentos empíricos detalhados sobre tais assuntos. As informações que deram origem aos resultados obtidos são suposições. A AVP realizada por Pinder & Seal (1994) também carece destas informações, uma vez que não há estudos detalhados para a espécie, considerados prioritários para estratégias de conservação da espécie.

Com a recente extinção da maior parte da população estudada por Pinder & Seal (1994), pela inundação provocada pela UHE de Porto Primavera, o estado atual de conservação dos cervos do rio Paraná é preocupante. A construção de diversas usinas hidrelétricas nesta bacia hidrográfica extinguiu grande parte da população que outrora existia, restando apenas pequenas populações isoladas sujeitas aos efeitos da depressão e da perda de variabilidade genética e aos efeitos destes eventos sobre a fixação de novas e deletérias mutações que podem atuar sobre a reprodução, sobrevivência e resistência a doenças, como tem apontado um crescente número de estudos, entre eles Allendorf & Leary (1986), Mitton (1993) e Lande (1999). A variação genética dentro de indivíduos (heterozigosidade) é um recurso de potencial importância para a conservação, uma vez que a diversidade genética é a base sobre a qual opera a flexibilidade evolutiva frente às respostas necessárias às mudanças nos ambientes naturais.

#### **4.3.2 AUMENTO DA CAPACIDADE DE SUPORTE, CONECTIVIDADE E PROTEÇÃO**

A questão da capacidade de suporte poderia ter sido resolvida em duas oportunidades se tivessem existido critérios para o estabelecimento das unidades de conservação da região: primeiro quando o Parque Nacional de Ilha Grande foi criado, o que aconteceu sem estudos prévios, e, por isso, importantes áreas de várzea da margem do rio Paraná situadas no Mato Grosso do Sul, ficaram fora dos limites do parque, assim como uma grande parte da várzea do rio Ivaí em sua confluência com o rio Paraná, no município de Querência do Norte; e, segundo, quando da criação do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, cujos limites ao sul deveriam chegar até as várzeas do rio Amambai, no Mato Grosso do Sul, encostando no Parque Nacional de Ilha Grande e formando uma área contínua protegida de mais de 150.000 ha.

Para aumentar as chances de conservação e assegurar a manutenção da população de cervos localmente, faz-se necessário, além de outras medidas, estabelecer uma conexão estável e protegida entre esta unidade de conservação e o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, além de um programa de restauração da paisagem para aumentar a capacidade de suporte. Para tanto, sugere-se a incorporação de três áreas do entorno para aumentar o tamanho do parque, conforme a Tabela 8. Estas várzeas encontram-se degradadas por drenagens para uso agrícola ou pecuário, mas são fundamentais para possibilitar a conexão entre os dois parques, neste último aspecto mais especialmente a extensão de várzea que localiza-se entre a foz do rio Ivinhema e a foz do rio Amambai (Figura 12).

Mesmo áreas degradadas para o uso pecuário e agrícola ainda apresentam alguma capacidade de suporte para a população estudada, embora de baixa qualidade. Uma solução é a aquisição destas várzeas, que já são Áreas de Preservação Permanente e, portanto protegidas, aumentando o tamanho da área parque. Outra solução é incentivar a transformação das várzeas em áreas de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), em acordo com os proprietários destas terras. Caso estas medidas não sejam obtidas, com os processos degradativos que estas áreas enfrentam, a população estudada pode sofrer uma maior redução do ambiente. As simulações apontam para a perda gradativa da heterozigosidade, conforme diminui a capacidade de suporte do ambiente. É evidente que a maior parte da população encontra-se confinada no interior da maior ilha do parque, podendo ser, inclusive uma resposta da população à baixa qualidade das várzeas do entorno e maior pressão de caça. A Tabela 8 apresenta o tamanho das áreas de interesse para aumentar a área do parque e a Figura 12 traz a localização destas áreas.

**Tabela 7:** Áreas de interesse para incorporação ao Parque Nacional de Ilha Grande

Local	Área aproximada (ha)
Margem do rio Paraná no MS, na porção norte do parque, cuja referência é o rio Amambai (1)	18.600
Várzea localizada entre a foz do rio Ivaí e o rio Paraná (2)	810
Várzea do rio Paraná no MS, na porção sul do parque, cuja referência é o rio Iguatemi (3)	14.360
Total	33.770

Uma outra solução associada é a implantação de corredores para esta região, conforme apresentada por Pádua *et alii* (2000), dentro do contexto de proteção da mata atlântica do interior.

Ao todo são mais de 450.000 hectares de áreas protegidas, a grande maioria constituída de ilhas e várzeas da planície de inundação do rio Paraná e seus principais afluentes. Se considerarmos ainda as áreas protegidas do Paraguai e a selva missioneira Argentina até o Parque Estadual do Turvo, representando a maior parcela de mata atlântica do interior da América do Sul, somam-se mais de 600.000 ha, que, de acordo com Pádua *et alii* (2000), mesmo não estando de fato físico-biologicamente conectadas entre si, nos permite traçar pequenos e diferentes corredores locais.

Para garantir a conservação das populações relictuais de cervo-do-pantanal nesta região, é fundamental a efetivação do corredor de biodiversidade das várzeas do rio Paraná. Esta proposta está sendo formalizada pelo Instituto Ambiental do Paraná e pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Paraná e encontra apoio na administração do Parque Nacional de Ilha Grande e das demais unidades de conservação da região, assim como em empresas públicas e privadas, como Itaipu Binacional, Rodovia das Cataratas e Companhia de Energia de São Paulo. Entretanto, tal efetivação depende de recursos financeiros, estudos técnicos, medidas de educação ambiental e fiscalização, haja visto que as principais ameaças observadas para o cervo no parque são de origem antrópica.

Embora as áreas ao longo do curso dos rios chamem a atenção como potenciais corredores em escala regional ou de paisagem (Naiman *et alii*, 1993), estas têm sido usadas para agricultura, pecuária e indústria, uma vez que mais de 50% da população humana vive até a um quilômetro destes ambientes, utilizando-os para a maioria de suas necessidades diárias (Turner *et alii*, 1990). Essa situação é comum na região noroeste do Paraná, fato que dificulta a aplicação de ações de manejo idealizados para a conservação do ambiente.

Talvez a principal consideração para o “design” de conexões em parques e reservas é que diferentes espécies têm diferentes requerimentos. Como escala, o “The Wildland Project” (Dodson *et alii*, 1999) recomenda que as conexões sejam, no mínimo, três vezes mais amplas que a distância onde os efeitos de borda são sentidos. No sul e sudoeste do Brasil é difícil uma área natural protegida possuir dimensões suficientemente grandes, como são os casos do Parque Nacional do Iguaçu com seus 185.262 ha, o maior de todo o sul do Brasil e do Parque Nacional de Ilha Grande com 78.875 ha. Considerando ainda o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, com 72.000 ha no Mato Grosso do Sul, essas três unidades de conservação encontram-se relativamente próximas entre si, sendo que as duas últimas são praticamente conectadas. A conexão destas duas áreas é facilitada pelos ambientes de várzeas que as compõem, diminuindo o

efeito de borda, além de que as margens dos rios são áreas de preservação permanente com garantias legais de proteção conforme Lei 4.771 de 15 setembro de 1965 (Código Florestal). No caso do rio Paraná, que na região do parque possui largura superior a 600 m, a área de preservação permanente deveria ser de 500 m de cada margem, o que asseguraria conexões viáveis ao longo de todo rio.

Peters (1983) sugere que a área de vida requerida para carnívoros, primatas e ungulados segue uma escala alométrica de acordo com o tamanho do corpo. Um exame adicional destas relações poderá trazer luz sobre a largura mínima das conexões em diferentes regiões. Da mesma forma, Harrison (1994) tem sugerido que a área de vida de mamíferos de grande porte seja usada para determinar a largura mínima de conexões entre fragmentos de ambientes naturais. Entretanto, estas estimativas empíricas da largura mínima de corredores são moderadas no trabalho de Woodroffe & Ginsberg (1998), que indica que a caça é a maior ameaça para a viabilidade de grandes carnívoros em muitos parques nacionais do mundo. Suas análises indicam que se os corredores para carnívoros não forem largos o suficiente para comportar a área de vida, eles tornam os carnívoros vulneráveis aos caçadores. Esse fato também se aplica aos entornos de unidades de conservação, onde os carnívoros, assim como outras espécies, estão sob ameaças devido à proximidade com o ser humano. Esse fato também é facilmente verificável na região em questão, onde diversas cidades localizam-se no entorno imediato do rio Paraná, tanto do lado do Paraná, quanto do lado do Mato Grosso do Sul (Figura 1).

Todavia, os argumentos mais fortes a favor da conectividade vem da genética. Questionamentos como “Qual o tamanho ideal de um corredor para garantir o fluxo gênico e assegurar a variabilidade genética?” e “Qual a taxa ideal de movimentos entre populações para assegurar a variabilidade genética?” têm provocado o desenvolvimento de novas técnicas e métodos para o estudo de populações que têm auxiliado na identificação de fatores gerais que devem ser considerados quando da avaliação de um tipo particular de conexão. Estes fatores podem ser usados para decidir se um nível de conexão proposto, permite um apropriado nível de flutuação gênica ou para ajudar a selecionar o corredor, matriz ou zona de entorno mais promissora (Waser & Strobeck, 1998).

De acordo com Soulé (1991), o primeiro passo no dimensionamento da capacidade de um corredor é a seleção de espécies de interesse. Sendo assim, as conexões podem ser justificadas por suas funções ecológicas. O primeiro estágio deve ser um estudo para determinar que espécie e

utilidade de uma dada rota para a seleção dos usuários do corredor.

Dois pontos a serem considerados, vindos da biogeografia de ilhas, são os fatos de que tanto o tamanho do fragmento como a distância entre eles afetam os níveis de movimento (MacArthur & Wilson, 1967). Ou seja, o grau de conexão afeta a colonização e as taxas de extinção (MacArthur & Wilson, 1967; Brown & Kodric-Brown, 1977).

Entretanto, há ainda muitas controvérsias sobre a utilidade de corredores na manutenção da diversidade genética. Alguns estudos mostram os pontos negativos dos corredores passando pelos altos custos de implementação, manutenção e proteção destas conexões (investimento, tempo e recursos humanos); os efeitos de borda no caso de corredores estreitos, com a exposição de espécies-chaves à predação, caça e contato com espécies domésticas exóticas; os conflitos sociais com a população de entorno; e o fato de que os corredores podem disseminar doenças e patógenos, alterar o grau de imunidade das espécies nativas e disseminar fogo e pragas, como sumarizam Dodson *et alii* (1999).

Todos estes pontos são muito evidentes no parque e seu entorno, especialmente a questão social, que encontra na regularização fundiária desta unidade de conservação, até então sem resolução, um dos principais agentes de ameaça à conservação do ambiente, dada a insatisfação da população que permanece morando no parque frente à demora para a resolução do problema. Soma-se a este fato a inexistência de um plano de manejo para orientar as decisões da administração frente às diferentes pressões. Para este parque e demais unidades de conservação da região, a grande pressão antrópica é de difícil reversão devido à proximidade das cidades, vilas e povoados nas proximidades, conforme já ilustrado na Figura 1.

Dodson *et alii* (1999) defendem a criação de grandes corredores naturais para minimizar estes efeitos, tendo como foco central a conservação integral das funções dos ecossistemas. Para eles, os corredores e conexões entre paisagens têm duas funções principais quanto à espécie: primeiro, eles regulam os movimentos sazonais ou diários, assegurando, desse modo, que diferentes porções de grandes populações tenham acesso a todos os recursos requeridos, mantendo o potencial a todos os indivíduos da população para reproduzirem-se com sucesso; segundo, a conectividade facilita a dispersão dos animais de seus locais de nascimento para os locais onde, adultos, poderão estabelecer suas áreas de vida e reproduzir-se.

#### 4.3.3 RESTAURAÇÃO DA PAISAGEM

As áreas das várzeas sugeridas para aumentar o tamanho do parque (Tabela 8) encontram-se degradadas por drenagens para uso agrícola ou pastagens, além de apresentarem acentuada pressão de caça. Contudo, os cervos continuam fazendo uso destas várzeas mesmo sofrendo tais pressões. As várzeas na margem do estado do Paraná também apresentavam o mesmo problema, no entanto após cinco anos da criação do parque, já pode ser verificado que a porção localizada no município de Altônia é a que encontra-se em melhor estado de conservação, mostrando que tal ambiente tem rápida capacidade de recuperação o que facilita a restauração da paisagem objetivando aumentar a capacidade do ambiente para o cervo.

#### 4.3.4 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS E ECOLÓGICOS

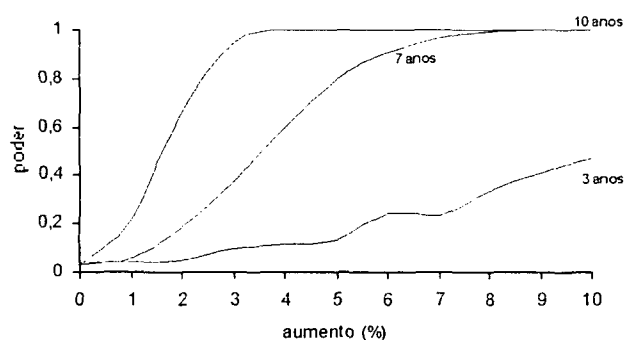
Faz-se necessário acompanhamento dos efeitos dos incêndios naturais e daqueles provocados pela ação antrópica sobre a população de cervos. Da mesma forma, devem ser analisados cautelosamente os efeitos que as mudanças no regime hidrológico provocadas pelo controle que as usinas hidrelétricas, para otimizar a geração de energia, exercem sobre as comunidades vegetais e sobre a capacidade de suporte da espécie. O uso que a espécie faz nas áreas degradadas pela agricultura e pecuária também precisa ser monitorado.

Estudos sobre área de vida para esta espécie podem ser realizados através de radiotelemetria, mas a captura e manipulação dos cervos deve ser evitada, dada a grande susceptibilidade e probabilidade de morte em decorrência das técnicas usualmente empregadas para este fim. Para objetivos de conservação e estudos ecológicos, a captura de cervos deve ser de mínimo impacto possível, evitando-se técnicas de captura que expõem a espécie a situações extremas de estresse, como perseguições prolongadas. A escolha das drogas tranquilizantes e imobilizantes também deve ser criteriosa, optando-se por um protocolo com menor efeito colateral e com acompanhamento de um médico veterinário especialista em vida selvagem.

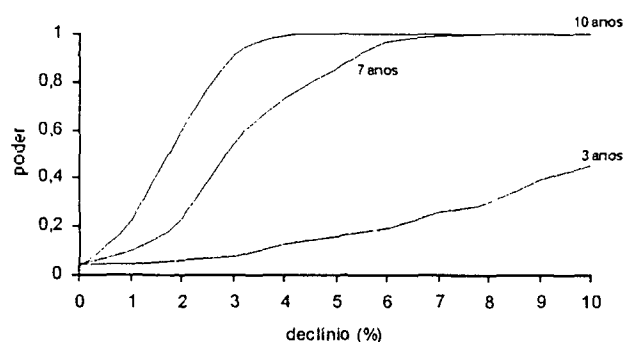
#### 4.3.5 MONITORAMENTO POPULACIONAL AÉREO

Segundo as simulações realizadas, o melhor resultado para o monitoramento aéreo da população de cervos do parque e entorno foi obtido aos 10 anos, com o poder de detectar até 3% de aumento e 4% de declínio anuais (Figura 13 e 14). Entretanto bons resultados são possíveis a partir do sexto ano, com poder de 90% para detectar aumento e declínio de 6% na população. O esforço amostral mostrou-se suficiente e economicamente viável para o estabelecimento de um plano de monitoramento aéreo para a espécie.

Planos de monitoramento são ferramentas fundamentais para o estabelecimento de estratégias de conservação de espécies ameaçadas, uma vez que permitem conhecer as tendências das populações ao longo do tempo. Entretanto, têm sido pouco empregados nos programas de conservação do Brasil e, quando o são, apresentam equívocos conceituais e falhas nos protocolos de amostragem (Tiepolo *et alii*, 2002). Análises de poder auxiliam no estabelecimento de protocolos e esforços amostrais adequados para a obtenção de avaliações acuradas. Recentemente Tomas *et alii* (2001) estimaram a população de veado campeiro *Ozotocerus bezoarticus* em uma área do pantanal através da técnica de amostragem à distância. Este trabalho foi o primeiro no Brasil a recorrer à análise de poder para detectar as tendências de uma população selvagem de Cervidae e estabelecer um programa de monitoramento. Entretanto tais programas são ferramentas comumente utilizadas por especialistas em vida selvagem, como demonstra Gibbs (2000) em uma revisão sobre o assunto. Os resultados de Tomas *et alii* (2001) revelaram que para obter 90% de chance de detectar 5% de declínio anual, são necessários sete anos de monitoramento realizando duas amostragens por ano. O número de anos de monitoramento aumenta para 10 se for realizada apenas uma amostragem. Em um período de cinco anos é possível detectar 7% de declínio desde que sejam realizadas três amostragens por ano.



**Figura 13.** Poder para detectar até 4% de aumento da população de cervos através de monitoramento aéreo em dez anos



**Figura 14.** Poder para detectar até 5% de declínio da população de cervos através de monitoramento aéreo em dez anos

É altamente recomendável o monitoramento aéreo anual desta população para captar as *tendências de declínio ou aumento*. Tal monitoramento pode ser realizado após incêndios para diminuir os custos e otimizar os resultados. É possível monitorar esta população através da repetição sistemática dos 12 transectos selecionados, quatro vezes cada um com aproximadamente 12 horas de voo por ano.

As contagens das quatro repetições, realizadas independentemente por dois observadores, resultaram numa densidade de 0,45 cervos/km<sup>2</sup>. Tal valor não pode ser comparado com o obtido no levantamento populacional, mas é indicativo de que os valores obtidos por esse são consistentes.



## 5 CONCLUSÕES

A estimativa obtida nesse estudo, de uma população de 1.079 cervos para o Parque Nacional de Ilha Grande e entorno, revela a inquestionável função de uma unidade de conservação de proteção integral para a conservação da natureza. Considerando a distribuição dos cervos, tal argumento é ainda mais reforçado, pois estes vivem preferencialmente nos locais protegidos do parque ou naqueles que, pela recomposição da vegetação, mais se aproximam de um ambiente de ocorrência natural do cervo.

Pelos valores obtidos, o parque e, em menor grau, o entorno, são os locais que apresentam a maior população de cervos da planície de inundação do rio Paraná em território brasileiro, e também a maior população fora do Pantanal até então estimada. Entretanto, essa significativa população pode estar sob sério risco de extinção dada a grande pressão humana a que está submetida em todo o parque e, principalmente, no entorno.

Para assegurar a conservação destes cervos é de extrema importância uma repressão eficaz das atividades de caça, a restauração das várzeas degradadas no entorno e a implantação de conexões protegidas entre a população de cervos do Parque Nacional de Ilha Grande e do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, no Mato Grosso do Sul. Também é necessária a incorporação ao parque das várzeas do rio Paraná situadas na margem sul matogrossense, uma vez que têm capacidade de suporte para o cervo. Outras medidas de manejo, como a erradicação de espécies animais exóticas, a retirada das cercas de arame ainda existentes no parque, a proibição da instalação de apiários e programas de educação ambiental, são importantes e devem ser implantados com urgência.

Foi possível monitorar a população de cervos do parque através da repetição sistemática dos 12 transectos selecionados, quatro vezes cada um e 15 horas de voo. Assim, é altamente recomendável o monitoramento aéreo anual da população com a finalidade de captar as tendências de declínio ou aumento. Tal monitoramento pode ser realizado após incêndios para diminuir os custos e otimizar os resultados.

Recomenda-se ainda como importantes contribuições aos conhecimentos para a conservação do cervo que sejam realizados estudos sobre o comportamento e estrutura social da espécie no parque, assim como aspectos ecológicos relacionados ao padrão de deslocamento e demografia.

Mesmo que essas e outras medidas sejam adotadas para a proteção da população de cervos, os futuros efeitos da mudança do regime hidrológico do rio Paraná pelo seu represamento são imprevisíveis sobre o ambiente da várzea. Além desses, os efeitos do isolamento e de catástrofes podem ser, na realidade, mais negativos que aqueles simulados. Assim, a sobrevivência assegurada da espécie depende de um esforço que resulte no aumento da população para que se torne menos susceptível aos efeitos estocásticos que fogem ao controle humano.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCO, A.; PACHALY, J. R.; BACILA, M. 1999. Síndrome do estresse em animais – Revisão. **Arq. Ciên. Vet. Zool.**, 2(1): 71-76.
- AGOSTINHO, A. A. 1997. (ed.) **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM.
- ALLENDORF, F. W.; LEARY, R. F. 1986. Heterozygosity and fitness in natural populations of animals, pp. 57-76. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates. p. 57-76.
- ARITA, G. M. M.; MORATO, R. G.; DUARTE, J. M. B. 1997. Língua azul e/ou doença epizootica hemorrágica. Pp. 214-226. In: DUARTE, J. M. B. (ed.). **Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: *Blastocerus*, *Ozotocerus* e *Mazama***. Jaboticabal: Funep. p. 214-226.
- AUTUORI, M. P. 1972. Biological data and growth of the first horns of the Marsh deer, *Blastocerus dichotomus* (Illiger 1811) (Cervidae). **Zool. Garten N. F.**, Leipzig., 42(5/6): 225-235.
- AZARA, F. 1902. **Apuntamientos para la historia natural de los cuadrúpedes del Paraguay y Rio de La Plata**. Imprenta de la Viuda de Ibarra, Madrid. 389p.
- BALLOU, J. D. 1990. Small population overview. In: SEAL, U. S.; BALLOU, J. D.; PÁDUA, C. V. (eds.). **Leontopithecus: population viability analysis workshop report**. Captive Breeding Specialist Group (IUCN/SSC/CBSG), Apple Valley, Minesota. p. 79-94.
- BARNETT, B. D. 1982. Feral dogs of southern Isabela. **Notícias de Galápagos**, 35: 15-16.
- BARNETT, B. D.; RUDD, R. L. 1983. Feral dogs of the Galapagos Islands: impact and control. **International Journal for the study of animal problems**, 4: 44-58.
- BAYLISS, P.; YEOMANS, K. M. 1989. Correcting bias in aerial survey population estimates of feral livestock in Northern Australia using double count technique. **J. Appl. Ecol.**, 26: 925-933.
- BAYLISS, P. 1986. Factors affecting aerial surveys of marine fauna, and their relationship to a census of dugongs in the coastal waters of Northern Territory. **Austr. Wild. Res.**, 13: 27-37.
- BECCACECI, M. D. 1994. A census of marsh deer in Iberá Natural Reserve, its Argentine stronghold. **Oryx**, 28: 131-134.

- BELLIS, E. D. & GRAVES, H. B. 1971. Deer mortality on a Pennsylvania interstate highway. **J. Wildl. Managem.**, 35: 232-237.
- BELOVSKY, G. E. 1987. Extinction models and mammalian persistence. In: SOULÉ, M. E. (ed.) **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press. p. 35-57.
- BERGALLO, H. G., ROCHA, C. F. D.; ALVES, M. A. S.; VAN SLUYS, M. 2000. **A fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro**. Eduerj; Rio de Janeiro, RJ. 166p.
- BODMER, R. E. 1988. Ungulate management and conservation in the Peruvian Amazon. **Biological Conservation**, 45: 303-310.
- BODMER, R. E. 1997. Ecologia e conservação dos veados mateiro e catingueiro na Amazônia. Pp. 70-77. In: DUARTE, J. M. B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotocerus* e *Mazama***. Jaboticabal: FUNEP. p.
- BODMER, R. E. 2000. Integrating hunting and protected areas in the amazon. Pp.277-290. In: Priorities for the conservation of mammals diversity: has the Panda had its day?, ENTWISTLE, A., DUNSTONE, N., Cambridge University Press. 455p.
- BODMER, R. E. & PENN, J. W. 1997. Manejo da vida silvestre em comunidades na Amazônia. In: PÁDUA, C. V.; BODMER, R. E.; CULLEN Jr., L. (eds.). **Manejo de Vida Silvestre no Brasil**. Brasília: CNPq / Belém: Sociedade Civil Mamirauá. p. 52-69.
- BODMER, R. E.; FANG, T. G.; MOYA, I. 1988. Primates and ungulates: a comparison of susceptibility to hunting. **Primate Conservation**, 9: 79-83.
- BODMER, R. E.; FANG, T. G.; MOYA, I. L.; GILL, R. 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian rainforests: population biology and economic considerations of game hunting. **Biological Conservation**, 67: 1-7.
- BOYCE, M. S.; YRWIN, L. L. Viable populations os spotted owls for management of old growth forests in the pacific northwest. In: MITCHELL, R. S.; SHEVIAK, C. J.; LEOPOLD, D. J. (eds.). **Ecosystem Management: rare species and significant habitats**. Albany, NY: New York State Mus. 471: 133-135.
- BOYCE, M. S. 1992. Population viability analysis. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, 23: 481-506.
- BRITO, D.; FERNANDEZ, F. A. S. 2000<sup>a</sup>. Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. **Ciência & Cultura**, 52(3): 161-170.

- BRITO, D.; FERNANDEZ, F. A. S.<sup>b</sup> 2000. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in south-eastern Brazil. **Animal Conservation**, 3: 201-209.
- BROWN, J. H.; KODRIC-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration and extinction. **Ecology**, 58: 445-449.
- BUSCHINELLI, M. C. P. 1993. **Uso de indicadores metabólicos para caracterização de uma população de cervos-do-pantanal, *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1811) (Mammalia, Cervidae) no Baixo Rio Tietê, SP, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade Estadual Paulista, Campus de Botucatu, SP. 69p.
- CABRERA, A. & YEPES, J. 1960. **Mamíferos Sud Americanos**: vida, costumbres y descripción. Companhia de Editores, Buenos Aires, 370p.
- CABRERA, A. 1961. Catalogo de los mamíferos de America del Sur. **Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"**, 4: 309-732.
- CAMPOS, J. B.; AGOSTINHO, A. A. 1997. Corredor de fluxo de biodiversidade do rio Paraná: uma proposta de integração e proteção ambiental de ecossistemas ameaçados. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais. Curitiba: IAP: UNILIVRE: Rede Nacional Pro Unidade de Conservação, 2v. p. 645-657.
- CAMPOS, J. B. 1999. Caracterização física e ambiental da área do Parque Nacional de Ilha Grande. In: CAMPOS, J. B. (org.). **Parque Nacional de Ilha Grande**: re-conquista e desafios. IAP/Coripa, Maringá. p. 1-10.
- CÂNDIDO-JR., J. F. 1993. The contribution of community ecology to choice and design of natural reserves. **Ciência e Cultura** 45(2):100-103.
- CÂNDIDO-JR., J. F.; MARGARIDO, V. P.; PEGORARO, J. L.; D'AMICO, A. R.; MADEIRA, W. D.; CASALE, V. C.; ANDRADE, L. 2002. Animais mortos por atropelamento na BR-277, entre Cascavel e Foz do Iguaçu (PR). In: **XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**, Itajaí. Livro de resumos: UNIVALI. Resumo 22062, p. 658.
- CAUGHLEY, G. 1977. **Analysis of vertebrate populations**. John Wiley e Sons, Londres.
- CAUGHLEY, G. 1994. Direction in conservation biology. **Journal of Animal Ecology**, 63: 215-244.
- CAUGHLEY, G.; D. GRICE. 1982. A correction factor for counting emus from the air, and its application to counts in Western Australia. **Aus. Wildl. Res.**, 9:252-259.

- CAUSEY, M. R.; CUDE, C. A. 1978. Feral dog predation of the gopher tortoise, *Gopherus polyphemus* (Reptilia, Testudines, Testudinidae) in southeast Alabama. **Herpetological Review**, 9: 94-95.
- CHEBEZ, J. C. 1994. **Los que se van**: especies argentinas em peligro. Buenos Aires: Albatroz, 604p.
- CLARK, T. W.; BACKHOUSE, G. N.; LACY, R. C. 1991. Report of a workshop on population viability assessment as a tool for threatened species management and conservation. **Australian Zoologist**, 27: 28-35.
- COSTA, R. G. A.; ESTIGARRÍBIA, P. R.; OLIVEIRA, E. 2002. Mortalidade de mamíferos silvestres na Rodovia RS-290. In: **XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**, Itajaí. Livro de resumos: UNIVALI, resumo 16021, p. 498.
- CULLEN JR, L. 1997. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil**. Master of Arts Thesis, University of Florida. 133p.
- CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. 1999. Caça e biodiversidade nos fragmentos florestais da mata atlântica, São Paulo, Brasil. In: FANG, T. G.; MONTENEGRO, O.; BODMER, R. E. (Eds.). **Manejo y conservación de fauna silvestre en la America Latina**. Ed. Instituto de Ecología: La Paz.
- CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, 95: 49-56.
- CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PADUA, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, 35(2):137-144.
- DIAS, J. L. C. 1997. Miopatia de Captura. In: DUARTE, J. M. B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotocerus* e *Mazama***. Jaboticabal: FUNEP. p. 172-179
- DOBSON, A.; RALLS, K.; FOSTER, M.; SOULÉ, M. E.; SIMBERLOFF, D.; DOAK, D.; ESTES, J. A.; MILLS, L. S.; MATTSON, D.; DIRZO, R.; ARITA, H.; RYAN, S.; NORSE, E. A.; NOSS, R. F.; JOHNS, D. 1999. Corridors: reconnecting fragmented landscapes. In: SOULÉ, M. E. & TERBORGH, J. (eds.). **Continental Conservation: scientific foundations of regional reserve networks**. p. 129-170.
- DUARTE, J. M. B.; GIANNONI, M. L. 1995. Cytogenetics analysis of the marsh deer, *Blastocerus dichotomus* (Mammalia, Cervidae). **Brazilian Journal of Genetics**, 18(2): 245-248.

- DUARTE, J. M. B.; ARITA, G. M. M. 1997. Ocorrência de doença hemorrágica em um plantel de *Mazama gouazoubira* (veado-catingueiro), possivelmente causado pelo vírus da língua azul e orbivirus relacionados. In: **XLVII Conferência Anual da Sociedade Paulista de Medicina Veterinária e 1º Encontro Nacional da ABRAVAS**, São Paulo.
- EAGLE, P. C.; GIBBS, J. P.; DROEGE, S. 2001. **Power Analysis of Wildlife Monitoring Programs**: exploring the trade-offs between survey design variables and sample size requirements. Na internet como <http://www.pwrc.gov/resshow/droege3re/salpower.htm>.
- EMMONS, L. H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. **Biotropica**, 16: 210-222.
- EWENS, W. J.; BROCKWELL, P. J.; GANI, J. M.; RESNICK, S. I. 1987. Minimum viable population size in the presence of catastrophes. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press. p. 596.
- FERGUS, C. 1991. The Florida panther verges on extinction. **Science**, 251: 1178-1180.
- FERSON, S.; ROHLF, F. J.; GINZBURG, L. R. & JSCQUEZ, G. 1988. **RAMAS/a user manual**: Modeling fluctuations in age-structured populations. Exeter Publishing, Setauket, NY.
- FERSON, S.; GINZBURG, L.; SILVERS, A. 1989. Extreme event risk analysis for age-structured populations. **Ecol. Model.**, 47: 175-187.
- FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; COSTA, C. M. R.; MACHADO, R. B.; LEITE, Y. L. R. 1994. **Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 479p.
- FRANKLIN, R. 1980. Evolutionary chance in small populations. In: SOULÉ, M. E. & WILCOX, B. A. (eds.). **Conservation Biology**: an evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates Publishers, Sunderland, Massachusetts. p. 135-150.
- FUNATURA. Fundação Pró-Natureza. 1989. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC**. Brasília: IBAMA.
- GERRODETTE, T. 1993. Trends: software for a power analysis of linear regression. **Wildlife Society Bulletin**, 21: 515-516.
- GIBBS, J. P. 1995. **Monitor**: Users Manual. Department of Biology, Yale University, New Haven. Connecticut.
- GIBBS, J. P. 1996. **Sampling requirements for detecting trends in amphibian populations**. [on line], na internet como <http://www.mp1-pwrc.usgs.gov/naamp3/papers/16t.html>.



- GIBBS, J. P. 2000. Monitoring populations. In: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (eds.). **Research techniques in animal ecology: controversies and consequences**. Columbia University Press, New York. p. 213-247.
- GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer Associates, Sunderland, MA. p. 19-34.
- GINZBURG, L. R.; FERSON, S.; AKCAKAYA, H. R. 1990. Reconstructibility of density dependence and the conservative assessment of extinction risks. **Conservation Biology**, 4: 63-70.
- GLANZ, W. E. 1991. Mammalian densities at protected versus hunted sites in Central Panama. In: ROBINSON, J. G.; REDFORD, K. H. (eds.). **Neotropical wildlife use and conservation**. Chicago: The University of Chicago Press. p. 163-1973.
- GOELDI, E. A. 1893. **Os mamíferos do Brasil**. Monographias Brasileiras I. Livraria Clássica de Alves & C., Rio de Janeiro, 181p.
- GOODMAN, D. 1987. The demography of chance extinction. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press. P. 11-34.
- GRIER, J. W. 1980. Modeling approaches to bald eagle population dynamics. **Wildlife Society Bulletin**, 8: 316-322.
- GROSS, J. E.; ROELLE, J. E.; WILLIAMS, G. L. 1973. **Program ONEPOP an information processor: a system modeling and communication project**. Progress report, Colorado Cooperative Wildlife Research Unit, Colorado State University, Ft. Collins, 327p.
- GROVES, C. P. & GRUBB, P. 1987. Relationships of living deer. In: Wemmer, C. M. (ed.). **Biology and Management of the Cervidae**. Washington, D. C., Smithsonian Institution Press. p. 21-59.
- GRUBB, P. 1993. Order Artiodactyla. In: Wilson, D. E.; Reeder, D. M. (eds.). **Mammal Species of the World: a taxonomic and geographic reference**. Washington and London, Smithsonian Institution Press. p. 377-414.
- HARRISON, S. 1994. Metapopulations and conservation. In: EDWARDS, P.J.; MAY, R. M.; WEBB, N. R. (eds.). **Large-scale ecology and conservation ecology**. Oxford: Blackwell Scientific Publications.

- HOFFMAN, R. C.; PONCE DEL PRADO, C. F.; OTTE, K. C. 1976. Registrato de dos nuevas especies de mamíferos para el Perú. *Odocoileus dichotomus* (Illiger, 1811) y *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1811), con notas sobre su habitat. **Revista Florestal del Perú**, 5: 61-81.
- IBDF. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 1982. **Plano do Sistema de Unidades de Conservação do Brasil** (II etapa). Brasília, IBDF/FBCN.
- IBGE. 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências. Nº 1. Rio de Janeiro, 92p.
- IUCN. 2000. The IUCN Red List of Threatened Animals. [on line]. Disponível na Internet como [www.url:http://www.redlist.org](http://www.redlist.org). Arquivo capturado em 13 de dezembro de 2000.
- JUNGIUS, G. A. 1976. Status and distribution of threatened deer species in South America. Report to the SSC/IUCN Deer Specialist Group. Reprinted from the World Wildlife Yearbook 1975-1976. p.203-217.
- KIERULFF, M. C. M. 1993. **Avaliação das populações selvagens de mico-leão-dourado, *Leontopitecus rosalia*, e proposta de uma estratégia para sua conservação.** Dissertação de Mestrado, Belo Horizonte, UFMG.
- KREBS, J. R. & DAVIES, N. B. 1996. **Introdução à ecologia comportamental.** São Paulo: Atheneu, 420p.
- KRUUK, H. 1980. Ecology and control of feral dogs in Galapagos. **Charles Darwin Research Station Annual Report**, 1079-1080.
- LACY, R. C. 1991. **VORTEX**: simulation model of stochastic change. Unpubl. Manuscr. Chicago Zoological Society, Brookfield, IL 60513.
- LACY, R. C.; PLESNESS, N. R. & SEAL, U. S. 1989. **Puerto Rican parrot population viability analysis.** Report to the U.S. Fish and Wildlife Service. Captive Breeding Specialist Group, Species Survival Commission, International Union for the Conservation of Nature, Apple Valley, MN.
- LANDE, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. **Conservation Biology**, 2: 245-247.
- LANDE, R. 1999. Extinction risks from anthropogenic, ecological, and genetic factors. In: LANDWEBER, L. F. & DOBSON, A. P. (eds.). **Genetics and the extinction of species.** Princeton University Press, Princeton, New Jersey. Pp. 1-22.

- LANDE, R. & BARROWCLOUGH, G. F. 1987. Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In: SOULÉ, M. E. (ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press. Pp. 87-123.
- LEEUWENBERG, F. & ROBINSON, J. G. 1999. Community management of hunting the search for sustainability by a Xavante community in central Brazil. In: **Evaluating the sustainability of hunting in tropical forests**. Colombia University Press.
- LEEUWENBERG, F. 1993. Etnozoological analysis and wildlife management in the Xavante territory, Pimentel Barbosa, Mato Grosso State, Brazil. Unpublished progress report World Wildlife Fund/US and Centro de Pesquisa Indígena, CPI/Brazil.
- LEEUWENBERG, F. 1994<sup>a</sup>. Análise Etno-zoológica e manejo da fauna cinegética na Reserva Indígena Xavante Rio das Mortes, aldeia Etenhiritipá, Mato Grosso, Brasil. Relatório final para o Centro de Pesquisa Indígena, Wildlife Conservation International/WCI, Fundo Mundial para a natureza – WWF e Fundação Gaia-UK.
- LEEUWENBERG, F. 1994<sup>b</sup>. Influência antrópica sobre uma população silvestre de cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* e perspectivas de manejo em reservas indígenas. In: PINDER, L. & SEAL, U. S. (eds.) **Population and Habitat Viability Assessment**. Workshop for the Marsh deer *Blastocerus dichotomus*. 31 August – 2 September 1994. Briefing Book CESP/IUCN/SSC.
- LEEUWENBERG, F. 1997. Manejo de fauna cinegética na reserva indígena Xavante de Pimentel Barbosa, Mato Grosso. In: VALLADARES-PADUA, C.; BODMER, R. E.; CULLEN JR, L. **Manejo de Vida Silvestre no Brasil**. Brasília: CNPq/Belém: Sociedade Civil Mamirauá. Pp. 233-238.
- LEEUWENBERG, F.; PINDER, L.; RESENDE, S. 1997. Manejo de populações em vida livre. In: DUARTE, J. M. B. (ed.). **Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: *Blastocerus*, *Ozotocerus* e *Mazama***, Jaboticabal: FUNEP. Pp. 110-123.
- LINDBERGH, S. M. 1998. Cães ferais do Parque Nacional de Brasília: uma séria ameaça à fauna.. In: IBAMA/FUNATURA. **Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília, Ibama, Brasília**. Pp. 590-597.
- LINDENMAYER, D. B. & LACY, R. C. 1995<sup>a</sup>. A simulation study of the impacts of subdivision on the mountain brush-tail possum *Trichosurus caninus* Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia) in south-eastern Australia. I. Demographic Stability and population Persistence. **Biology Conservation**, 73: 119-129.

- LINDENMAYER, D. B. & LACY, R. C. 1995<sup>b</sup>. Metapopulation viability of arboreal marsupials in fragmented old-growth forests: comparison among species. **Ecol. Applic.**, 5: 183-199.
- LINDENMAYER, D. B.; THOMAS, V. C.; LACY, R. C. & CLARK, T. W. 1991. Population viability analysis (PVA): The concept and its applications, with a case study of Leadbeater's possum, *Gymnobelideus leadbeateri* McCoy. Report to the Forest and Timber Inquiry (Resource Assessment Commission), Canberra, Australia, 170p.
- LOURIVAL, R. F. F. & FONSECA, G. A. B. 1997. Análise de sustentabilidade do modelo de caça tradicional, no Pantanal da Nhecolândia, Corumbá, MS. In: VALLADARES-PADUA, C.; BODMER, R. E.; CULLEN JR, L. **Manejo de Vida Silvestre no Brasil**. Brasília: CNPq/Belém: Sociedade Civil Mamirauá. Pp. 123-172.
- MAACK, R. 1981. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: J. Olympio. 450p.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, 17: 373-387.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press.
- MACARTHY, M. A.; BURGMAN, M. A.; FERSON, S. 1995. Sensibility analysis for models of population viability analysis. **Biology Conservation**, 73: 93-100.
- MACHADO, A. B. M., FONSECA, G. A. B.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. & LINS, L. V. 1998. **Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais**. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG. 605p.
- MAGNUSSON, W. E.; CAUGHLEY, G. J.; GRIGG, G. C. 1978. A double survey estimates of population sizes from incomplete counts. **J. Wildl. Manage.**, 42: 174-176.
- MARCOT, B. G. & HOLTHAUSEN, R. 1987. Analyzing population viability of the spotted owl in the Pacific Northwest. **Trans. Am. Wildl. Nat. Res. Conf.**, 52: 333-347.
- MARGARIDO, T. C. C. 1995. Mamíferos ameaçados de extinção no Paraná. In: TOSSULINO *et al.* (orgs.). **Lista vermelha de animais ameaçados de extinção no Estado do Paraná**. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. 175 p.
- MARGARIDO, T. C. C. 2001. **Aspectos da história natural de *Tayassu pecari* (Link, 1795) (*Artiodactyla*, *Tayassuidae*) no Estado do Paraná, sul do Brasil**. Tese de doutorado, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. 109p.

- MARQUES, J. G. W. 1991. **Aspectos ecológicos na etnoictiologia dos pescadores do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas.** Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, SP. 291p.
- MAURO, R. A. 1993. **Abundância e padrão de distribuição de cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1811) no Pantanal Matogrossense.** Tese de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, 48p.
- MAURO, R. A.; MOURÃO, G. M.; SILVA, M. P.; COUTINHO, M. E.; TOMAS, W. M. & MAGNUSSON, W. W. 1995. Influência do habitat na densidade e distribuição de cervo (*Blastocerus dichotomus*) durante a estação seca, no Pantanal Matogrossense. **Rev. Bras. Biol.**, 55(4): 745-751.
- MAURO, R. A.; COUTINHO, G. M.; SILVA, M. E. & MAGNUSSON, W. E. 1998. Abundance and distribution of marsh deer *Blastocerus dichotomus* (Artiodactyla, Cervidae) in the Pantanal, Brazil. **Rev. Ecol. Lat. Am.**, 5(1-2): 13-20.
- MCCARTHY, M. A.; BURGMAN, M. A.; FERNON, S. 1995. Sensibility Analysis for models of population viability. **Biological Conservation**, 73: 93-100.
- MILANO, M. S. 1993. Unidades de Conservação no Brasil: o desafio de sua efetiva operacionalização. In: **Congresso Florestal Brasileiro, 7, Curitiba, PR. Anais**, pp. 116-121.
- MILANO, M. S. 1999. **Manejo de áreas naturais protegidas.** Curitiba: Unilivre.
- MILLER, F. W. 1930. Notes on some mammals of southern Matto Grosso, Brazil. **J. Mammal.**, 11: 10-22.
- MILLER, P. S. & LACY, R. C. 1999. **VORTEX: A stochastic simulation of the extinction process.** Version 8 User's Manual. Apple Valley: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- MITTON, J. B. 1993. Theory and data pertinent to the relationship between heterozygosity and fitness. In: THORNHILL, N. W. **The natural history of inbreeding and outbreeding:** University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. Pp. 17-41.
- MOURÃO, G. M. 1994. (software) Estimates from aerial survey using the ratio method.
- MOURÃO, G. M. & CAMPOS, Z. 1995. Survey of broad-snouted caiman *Caiman latirostris*, marsh deer *Blastocerus dichotomus* and capybara *Hydrochaeris hydrochaeris* in the area to be inundated by Porto Primavera Dam, Brazil. **Biol. Conserv.**, 73: 27-31.

- MOURÃO, G. M. & MAGNUSSON, W. W. 1997. Uso de levantamentos aéreos para o manejo de populações silvestres. **In:** Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil. Belém: Sociedade Civil Mamirauá. P.23-33.
- MOURÃO, G. M.; TOMAS, W. M.; GASPARINI, R. L.; BUSCHINELLI, M. C. 1997. Levantamentos populacionais. **In:** Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: *Blastocerus*, *Ozotocerus* e *Mazama*. Jaboticabal. FUNEP. 238p.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H.; POLLOCK, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, 3: 209-212.
- NEITZEL, 1987. Chromosomen evolution of Cervidae: karyotypic and molecular aspects. **In:** Cytogenetics: basic and applied aspects, pp. 90-112 (eds. Obe & Basler). Berlin: Springer Verlag.
- NICHOLSON, A. J. & BAILEY, V. A. 1935. The balance of animal populations. Part I. Proceedings of the Zoological Society of London, 551-598.
- NOGUEIRA-NETO, P. 1973. **A criação de animais indígenas vertebrados**. São Paulo, Tecnapis, p. 291-295.
- NOWAK, R.M. 1991. **Walker's mammals of the world**. 5ª ed. The Johns Hopkins University Press. Baltimore and London. v1. 642 p.
- OXLEY, D. J.; FENTON, M. B.; CARMODY, G. R. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. **J. Appl. Ecol.**, 11: 51-59.
- PÁDUA, C. V. 1993. **The ecology, behavior and conservation of the black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan, 1823)**. Doctorate Thesis, University of Florida.
- PÁDUA, C. V.; WEFFORT, D. D.; CULLEN JR., L. 2000. Corredor Morro do Diabo (SP) – Ilha Grande (PR) proposta de conservação de uma ecorregião para a Mata Atlântica do interior e varjões do rio Paraná. **In:** MILANO, M. S. & THEULEN, V. **II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Pp.700-705.
- PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento, Instituto de Terras, Cartografia e Florestas. 1987. Atlas do Estado do Paraná. Curitiba, 73p.
- PERES, C. A. 1990. Effects of hunting on western amazonian primate communities. **Biological Conservation**, 54: 47-59.
- PERES, C. A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted amazonian forests. **Biological Conservation**, 77: 115-123.

- PERES, C. A. 1999. Effects of subsistence hunting and forest types on the structure of Amazonian primate communities. In: FLEAGLE, J. G., JANSON, C., REED, K. E. (eds.). **Primate Communities**. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 268-283.
- PERES, C. A. 2000<sup>a</sup>. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple amazonian forest sites. In: ROBINSON, J. G., BENNETT, E. L. (eds.). **Hunting for sustainability in tropical forests**. New York, Columbia University Press. Pp. 31-56.
- PERES, C. A. 2000<sup>b</sup>. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in amazonian forests. **Conservation Biology**, 14(1): 240-253.
- PERES, C. A. & DOLMAN, P. M. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. **Oecologia**, 122: 175-189.
- PETERS, R. H. 1983. **The ecological implications of body size**. Cambridge: Cambridge University Press.
- PINDER, L. & GROSSE, A. P. 1991. *Blastocerus dichotomus*. **Mammalian Species**, 380:1-4.
- PINDER, L. & SEAL, U. S. 1994. **Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* Análise da Viabilidade de População e Habitat (PHVA)**. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN, USA. 172p.
- PINDER, L. 1994<sup>a</sup>. Marsh deer wild populations status in Brazil. In: Pinder, L. & Seal, U.S. 1994. *Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus*. Análise da Viabilidade de População e Habitat (PHVA)*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Mn, USA. 172p.
- PINDER, L. 1994<sup>b</sup>. Marsh deer seasonal movements and home range size. In: Pinder, L. & Seal, U.S. 1995. *Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus*. Análise da Viabilidade de População e Habitat (PHVA)*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Mn, USA. 172p.
- PINDER, L. 1996. Marsh deer population estimate in the Paraná river, Brazil. **Biological Conservation**, 75: 87-91.
- PINDER, L. 1997. Estimativa da população de cervos-do-pantanal no rio Paraná utilizando levantamento aéreo. In: Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil. Belém: Sociedade Cível Mamirauá. p.116-122.

- POSSINGHAM, H. P.; LINDENMAYER, D. B.; NORTON, T. W. 1993. A framework for the improved management of threatened species based in population viability analysis (PVA). **Pcif. Conserv. Biol.**, 1: 39-45.
- PUGLISI, M. J.; LINDZEY, J. S.; BELLIS, E. D. 1974. Factors associated with highway mortality of white-tailed deer. **J. Wildl. Managem.**, 36: 799-807.
- REDFORD, K. H. & ROBINSON, J. G. 1987. The game choice: patterns of indian and colonist hunting in the neotropics. **American Anthropologist**, 89(3): 650-657.
- REDFORD, K. H. 1992. The empty forest. **Bioscience**, 42(6): 412-422.
- REED, D. F.; WOODARD, T. N.; POJAR, T. M. 1975. Behavioral response of mule deer to a highway underpass. **J. Wildl. Managem.**, 39: 361-367.
- REZENDE, L.; SILVA, C.; FIGUEIREDO, C.; ABREU, V.; LEITE, B.; REIS, E.; BOCCHIGLIERI, V.; MENDONÇA, A.; FRANÇA, F.; HASS, A. & RODRIGUES, F. 2002. Monitoramento de animais atropelados na Estação Ecológica de Águas Emendadas. In: **XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**, resumo 22058, p. 656. Itajaí, SC.
- RIBEIRO, A. 1919. Veado do Brasil segundo as coleções Rondon e de vários museus nacionais e estrangeiros. **Revista do Museu Paulista**, 11: 213-308.
- ROBINSON, G. R. & QUINN, J. F. 1992. Habitat fragmentation, species diversity, extinction, and the design of nature reserves. In: JAIN, S. K. & BOTSFORD, L. W. (eds.). **Applied Population Biology**. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. Pp. 223-248.
- ROBINSON, J. G. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. In: SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. (eds.). **Forest Patches in tropical landscapes**. Washington, D. C. Island Press. Pp. 111-130.
- RUDRAN, R.; KUNZ, T. H.; SOUTHWELL, C.; JARMAN, P.; SMITH, A. P. 1996. Observational techniques for nonvolant mammals. In: Wilson, D. E.; Cole, F. R.; Nichols, J. D.; Rudran, R.; Foster, M. S. (eds.). **Monitoring biological diversity: standard methods for mammals**. Pp. 89-104. Smithsonian Institution Press., Washington and London.
- SAMSON, F. B.; PEREZ-TREJO, F.; SALWASSER, H. & SHAFFER, M. F. 1985. On determining and managing minimum population size. **Wildl. Soc. Bull.**, 13: 425-433.
- SANBORN, C. C. 1929. The land mammals of Uruguay. **Field. Mus. Nat. Hist., Zool. Ser.**, 17(4): 147-165.



- SANTOS-FILHO, P. S. 1995. Fragmentação de habitats: implicações para a conservação *in situ*. **Oecologia Brasiliensis**, 1: 365-393.
- SÃO PAULO (ESTADO). SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. 1998. **Fauna Ameaçada do Estado de São Paulo**. SMA/CED, São Paulo, SP. 60p.
- SCHALLER, G. B. & VASCONCELOS, J. M. 1978. A marsh deer census in Brazil. **Oryx**, 14: 345-351.
- SCHALLER, G. B. 1983. Mammals and their biomass in a Brazilian ranch. **Arquivos de Zoologia do Estado de São Paulo**, 31:1-36.
- SCHWEIZER, J. 1992. **Ariranhas no pantanal**. Curitiba: Edibran, 200p.
- SEAL, U. S. & LACY, R. C. 1989. **Florida panther population viability analysis**. Report to the U.S. Fish and Wildlife Service. Captive Breeding Specialist Group, Species Survival Commission, International Union for the Conservation of Nature, Apple Valley, MN.
- SEAL, U. S. & LACY, R. C. 1990. **Florida key deer (*Odocoileus virginianus clavium*) population viability assessment**. Report to the U.S. Fish and Wildlife Service. Captive Breeding Specialist Group, Species Survival Commission, International Union for the Conservation of Nature, Apple Valley, MN.
- SEAL, U. S.; BALLOU, J. D.; PÁDUA, C. V. 1990. **Leontopithecus population viability analysis workshop report**. IUCN/SSC Captive Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, USA.
- SHAFFER, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. **Bioscience**, 31:131-134.
- SHAFFER, M. L. 1983. Determining minimum viable population sizes for the grizzly bear. **Int. Conf. Bear Res. Manage.**, 5: 133-139.
- SHAFFER, M. L. 1987. **Minimum viable populations: Coping with uncertainty**. In: M. E. Soulé (ed.), *Viable Populations for Conservation*, pp. 69-86. Cambridge University Press, Cambridge.
- SILVEIRA, L.; RODRIGUES, F. H. G.; JÁCOMO, A. T. de A.; DINIZ-FILHO, J. A. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. **Oryx**, 33 (2): 108-114.
- SIMBERLOFF, D. 1988. The contribution and community biology to conservation science. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, 19: 473-511.
- SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. **2000. Lei Nº 9.985**, de 18 de julho de 2000.

- SOULÉ, M. E. & KOHM, K. 1989. **Research priorities for conservation biology**. Island Press, Washington, D. C.
- SOULÉ, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. **In:** Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective (eds. Soulé, M. W. & Wicox, B. A.). Sinauer Associates, Sunderland, Massachussetts.
- SOULÉ, M. E. 1987<sup>a</sup>. Introduction. **In:** Viable populations for conservation, pp.1-10. Soulé, M. E. (ed.) Cambridge University Press.
- SOULÉ, M. E. 1987<sup>b</sup>. Where do we go from here? **In:** SOULÉ, M. E. (ed.). **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press. Pp.175-183.
- SOULÉ, M. E. 1991. Theory and strategy. **In:** HUDSON, W. E. (ed.). **Landscape linkages and biodiversity**. Washington: Island Press.
- SOULÉ, M. E. 2000. The social and biological universals of nature protection. **In:** MILANO, M. S. & THEULEN, V. **II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Volume I: Conferências e Palestras. Pp. 85-91.
- SOULÉ, M. E.; Gilpin, M.; Conway, W. & Foose, T. 1986. The millenium Ark. How long a voyage, how many staterooms, how many passengers? **Zoo. Biology**, 5: 101-113.
- STEVAUX, J. C.; SOUZA-FILHO, E. E.; JABUR, I. C. 1997. A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. **In:** VAZZOLER, A. E. A. E AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM. Pp.47-72.
- TABER, R. D.; DASMANN, R. 1957. The dynamics of three natural populations of the deer, *Odocoileus hemionus columbianus*. **Ecology**, 38: 233-246.
- TCHAICKA, L.; HEUSER, V. D.; SILVA, J.; BENÍCIO, M. & FREITAS, T. R. O. 2002. Análise da influência de uma rodovia sobre a estrutura genética de populações de *Ctenomys minutus*. **In:** **XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**, resumo 16137, p. 533. Itajaí, SC.
- THORNBACK, J. & JENKINS, M. 1982. The IUCN Mammal Red Data Book. Parte II. Internat. Union Cons. Nature, Gland.
- TIEPOLO, L. M.; SILVA, M.; BONIN, C. 2000. Considerações sobre a fauna atingida por incêndios no Parque Nacional de Ilha Grande (PR/MS). **In:** **XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia**. Resumo DI022, p. 732. Cuiabá, MT.

- TIEPOLO, L. M.; MILANO, M. S.; FIRKOWSKI, C.; FERNANDEZ, F. A. S. 2001. Fatores de ameaça à população de cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* no Parque Nacional de Ilha Grande (PR/MS). In: **I Congresso Brasileiro de Mastozoologia**, PUC-RS. P.159.
- TIEPOLO, L. M.; LIMA-BORGES, P. A.; TOMAS, W. M. 2002. Análise de Poder para o estabelecimento de um plano de monitoramento aéreo para o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) na área do Parque Nacional de Ilha Grande. In: **XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**, Itajaí, Santa Catarina, pp. 553.
- TOMAS, W. M. 1986. **Observações preliminares sobre a biologia do cervo-do-pantanal, *Blastocerus dichotomus* Illiger, 1811 (Mammalia, Cervidae) no Pantanal de Poconé, MT.** Monografia. Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Biociências, Cuiabá, MT. 55p.
- TOMAS, W. M. 1991. Comportamento do cervo-do-pantanal. In: Anais do X Encontro de Etologia, Unesp, Jaboticabal, SP. P.163-166.
- TOMAS, W. M.; BECCACECI, M. D. & PINDER, L. 1997. Cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus*). In: Biologia e conservação de cervídeos sul-americanos: *Blastocerus*, *Ozotocerus* e *Mazama*. Jaboticabal. FUNEP. 238p.
- TOMAS, W. M. & SALIS, S. M. 2000. Diet of Pampas deer (*Blastocerus dichotomus*) in the Pantanal wetland, Brazil. **Stud. Neotrop. Fauna & Environm.**, 35: 165-172.
- TOMAS, W. M.; SALIS, S. M.; SILVA, M. P. & MOURÃO, G. M. 2001<sup>a</sup>. Distribution of Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) as a function of the floods in the Pantanal wetland, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 36(1): 9-13.
- TOMAS, W. M.; MCSHEA, W.; MIRANDA, G. H. B. de; MOREIRA, J. R.; MOURÃO, G.; LIMA-BORGES, P. A. 2001<sup>b</sup>. A survey of a pampas deer, *Ozotocerus bezoarticus leucogaster* (Artiodactyla, Cervidae), population in the Pantanal Wetland, Brazil, using the distance sampling technique. **Animal Biodiversity and Conservation**, 24(1): 1-6.
- TOMAS, W. M.; LIMA-BORGES, P. A.; TIEPOLO, L. M. 2002. Estimativa do tamanho da maior população remanescente de cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*) na bacia do rio Paraná no Brasil. In: **XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**, Itajaí, Santa Catarina, pp. 552-553.
- TORRES, H. A.; OLIVEIRA, J. M.; LEMES, M. R. S.; BALTA, O. S.; RAMOS, H. G. C.; ANDRIOLO, A.; PIOVEZAN, V.; COSTA, M. P.; DUARTE, J. M. B. 2002. A caça do cervo-do-pantanal (*Blastocerus*

- dichotomus*) na área de influência da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera, bacia do rio Paraná, Brasil. In: **XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**, Itajaí, Santa Catarina. Pp. 543-544.
- TURNER, I. B. L.; CLARK, W. C.; KATES, R. W.; RICHARDS, J. F.; MATHEWS, J. T.; MEYER, W. B. 1990. **The Earth as transformed by human action**. Cambridge: Cambridge University Press.
- VIEIRA, E. M. 1996. Highway mortality of mammals in Central Brazil. **Ciência e Cultura**, 48(4): 270-272.
- VOSS, W. A.; BREYER, F. R. S.; MATTES, G. C.; & KONRAD, H. G. 1981. Constatação e observação de uma população residual de *Blastocerus dichotomus* (Illiger, 1811) (Mammalia, Cervidae). **Iheringia, Zoologia**, 59: 25-36.
- WARD, L. 1954. What's going to be, deer or dogs in southern west Virginia. **West Virginia Conservation**, 18: 3-5.
- WENNER, C. (ed.) 1998. **Deer**. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Deer Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 106p.
- WILLIAMS, C. B. 1964. **Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology**. Academic Press, London.
- WILSON, E. O. & WILLIS, E. O. 1975. **Applied biogeography ecology and evolution of communities** (eds. M. L. Cody & J. M. Diamond), p. 522-534. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. (\*)
- WOODROFFE, R. & GINSBERG, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. **Science**, 280: 2126-2128.
- ZILLER, S. 1996. Vegetação da APA de Ilha Grande. In: SENAGRO. **Zoneamento Ecológico-Econômico das APA's Intermunicipais de Ilha Grande, Paraná**. Vol.1. Curitiba, PR (relatório técnico não publicado).

**Anexo 1:** Coordenadas geográficas dos transectos com suas respectivas distâncias. As células em negrito representam os transectos que foram sorteados e repetidos para o delineamento do plano de monitoramento e estimativa da abundância absoluta.

Coordenadas geográficas (UTM) dos transectos e distâncias (km)

<b>IG01</b>	0208000	→	0232000	24	<b>IG24</b>	0201757	←	0799548	14.2
	7426000		7426000			7380000	←	7380273	
<b>IG02</b>	0232000		0208000		<b>IG25</b>	0799467		0201000	
	7424000	←	7424000	24		7378360	→	7378085	13.5
<b>IG03</b>	0208000	→	0230000	22	<b>IG26</b>	0200250	←	0801628	
	7422000		7422000			7376025	←	7376207	10.5
<b>IG04</b>	0226500	←	0208000	18.5	<b>IG27</b>	0800038	→	0200250	12
	7420000		7420000			7374097		7373850	
<b>IG05</b>	0204000	→	0226000	22	<b>IG28</b>	0199500	←	0797708	13.5
	7418000		7418000			7371900	←	7372244	
<b>IG06</b>	0224000	←	0208000	16	<b>IG29</b>	0796877	→	0199500	14.2
	7416000		7416000			7370332		7369955	
<b>IG07</b>	0204000	→	0218000	14	<b>IG30</b>	0198750	←	0796045	14.2
	7414000		7414000			7368000		7368411	
<b>IG08</b>	0216000	←	0200000	16	<b>IG31</b>	0795210	→	0198000	14.2
	7412000		7412000			7366420		7365975	
<b>IG09</b>	0198500	→	0214000	15.5	<b>IG32</b>	0197250	←	0792654	16
	7410000		7410000			7364775		7365098	
<b>IG10</b>	0212000	←	0196000	16	<b>IG33</b>	0790554	→	0196500	17.2
	7408000		7408000			7362789		7362150	
<b>IG11</b>	0196000	→	0210000	14	<b>IG34</b>	0195750	←	0789644	17.3
	7406000		7406000			7359900	←	7361164	
<b>IG12</b>	0210000	←	0196000	14	<b>IG35</b>	0788881	→	0195000	17.2
	7404000		7404000			7358736		7358029	
<b>IG13</b>	0194000	→	0208000	14	<b>IG36</b>	0805278	←	0787296	18
	7402000		7402000			7356010	←	7356773	
<b>IG14</b>	0208000	←	0194000	14	<b>IG37</b>	0786462	→	0804443	18
	7400000		7400000			7354782		7354019	
<b>IG15</b>	0805544	→	0207750	15	<b>IG38</b>	0804401	←	0785225	19.2
	7397960		7397925			7352078		7353015	
<b>IG16</b>	0207000	←	0804710	15	<b>IG39</b>	0784046	→	0804524	20.5
	7395900		7395969			7350908		7350037	
<b>IG17</b>	0804625	→	0206250	14.2	<b>IG40</b>	0801943	←	0783962	18
	7393946		7393875			7348195		7348960	
<b>IG18</b>	0205500	←	0806042	12	<b>IG41</b>	0783124	→	0801105	18
	7391925		7391935			7346895		7346129	
<b>IG19</b>	0804469	→	0205500	13.5	<b>IG42</b>	0799517	←	0781537	18
	7390199		7390125			7344095		7344861	
<b>IG20</b>	0204750	←	0802129	15	<b>IG43</b>	0778457	→	0797935	19.5
	7387950		7388120			7343041		7342211	
<b>IG21</b>	0802044	→	0204000	14.2	<b>IG44</b>	0800100	←	0778374	21.7
	7386097		7385925			7340167		7341094	
<b>IG22</b>	0203265	←	0801210	14.2	<b>IG45</b>	0778288	→	0794957	16.7
	7383634		7384106			7339072		7338233	
<b>IG23</b>	0801125	→	0202500	13.5	<b>IG46</b>	0790190	←	0778205	12
	7382082		7381875			7336612		7337124	

**Anexo 2:** Formulário de entrevista aplicado aos ilhéus e demais moradores do entorno do PNIG.

Nome: \_\_\_\_\_ Apelido: \_\_\_\_\_ Sexo: \_\_\_\_\_ Idade: \_\_\_\_\_  
Onde nasceu: \_\_\_\_\_ Onde mora: \_\_\_\_\_  
Há quanto tempo mora na região: \_\_\_\_\_  
Há quanto tempo mora na ilha: \_\_\_\_\_  
Profissão: \_\_\_\_\_  
Histórico: \_\_\_\_\_  
Escolaridade: \_\_\_\_\_  
Coordenadas: \_\_\_\_\_  
Presença de animais domésticos: \_\_\_\_\_  
Responsável: \_\_\_\_\_  
Data: \_\_\_\_\_

1. Você já viu cervo na região? ( ) sim ( ) não
2. Como era o cervo que você viu?
3. Com que frequência você vê o cervo? ( ) sempre ( ) às vezes ( ) nunca
4. O cervo que você viu era: ( ) macho ( ) fêmea ( ) filhote ( ) casal ( ) fêmea com filhote ( ) grupo
5. Em que lugar?
6. Que outro nome você dá para o cervo?
7. Em que época do ano você costuma ver filhotes?
8. Você já encontrou algum cervo morto? ( ) sim ( ) não
9. Quantos? ( ) macho ( ) fêmea ( ) filhote ( ) sem informações
10. Há quanto tempo você encontrou este animal?
11. Onde estava este cervo?
12. Qual foi a última grande cheia do rio Paraná?
13. Você viu algum cervo morto durante a enchente? ( ) sim ( ) não
14. Quantos? ( ) macho ( ) fêmea ( ) filhote ( ) sem informações
15. Há quanto tempo?
16. Onde estava este cervo?
17. As represas alteram o nível da água do rio? ( ) sim ( ) não ( ) não SEI
18. Quando foi o último incêndio nas várzeas?

19. Qual foi a porção mais atingida?

20. Você já viu algum cervo morto durante incêndios? ( ) sim ( ) não

21. Quantos? ( ) macho ( ) fêmea ( ) filhote ( ) sem informações

22. Há quanto tempo? Onde?

23. Porque razão ocorrem os incêndios?

24. Na sua opinião, qual o motivo mais freqüente de morte de cervos?

( ) enchentes ( ) caçadores ( ) incêndios ( ) doenças ( ) incêndios ( ) atropelados ( ) predados  
( ) outros

25. Você costuma ver mais cervos hoje ou antigamente? ( ) hoje ( ) antigamente ( ) igual

26. Você teve notícias de cervos caçados na região? ( ) sim ( ) não

27. Você acha que caçam muito na região? ( ) sim ( ) não

28. Na sua opinião qual é o motivo da caça? ( ) lazer, diversão, esporte ( ) para alimentação ( ) outros motivos.

29. Você já caçou alguma vez? ( ) sim ( ) não

30. Que caça?

( ) capivara ( ) cateto ( ) queixada ( ) anta ( ) cervo ( ) paca ( ) cutia ( ) macaco ( ) quati  
( ) tatu

31. Você tem conhecimento que as ilhas e várzeas fazem parte de um parque nacional? ( ) sim ( ) não

32. Na sua opinião, sendo as ilhas um parque nacional, o que mudou na região? Por quê?

33. Na sua opinião os animais e plantas estão mais protegidos na Ilha Grande? Por quê?

**Anexo 3:** Resultado das contagens de cervos por ambos os observadores (separados por /) no Parque Nacional de Ilha Grande e entorno. T = transecto; D = distância do transecto (km<sup>2</sup>); A1 = cervos vistos apenas pelo observador 1; A2 = cervos vistos apenas pelo observador 2; B = cervos vistos por ambos observadores; N1 = número de cervos vistos pelo observador 1; N2 = número decervos vistos pelo observador 2; Fc = fator de correção aplicado sobre N2.

		Unidades																	Resultado					
T	D	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	A1	A2	B	N1	N2	Fc
1	19																		0	0	0	0	0	0
2	19														1/1				0	0	1	1	1	1,47
3	17																		0	0	0	0	0	0
4	14	1/1									2/0								2	0	1	3	1	1,47
5	17					2/0													2	0	0	2	0	0
6	13																		0	0	0	0	0	0
7	11																		0	0	0	0	0	0
8	13																		0	0	0	0	0	0
9	12	1/0																	1	0	0	1	0	0
10	12								0/1										0	1	0	0	1	1,47
11	11																		0	0	0	0	0	0
12	11																		0	0	0	0	0	0
13	11																		0	0	0	0	0	0
14	11																		0	0	0	0	0	0
15	12				1/0														1	0	0	1	0	0
16	12					2/2													0	0	2	2	2	2,94
17	11			1/0	0/2														1	2	0	1	2	2,94
18	9				1/0	1/2	3/5	1/0											2	3	4	6	7	10,29
19	10			1/0	3/5	1/1			1/0										1	2	5	6	7	10,29
20	12			0/1	4/3	6/6	1/1												1	1	10	11	11	16,17
21	11							1/1											0	0	1	1	1	1,47
22	11				1/2	1/1	1/1												0	1	3	3	4	5,88
23	11				4/1	1/0													4	0	1	5	1	1,47
24	11					0/1	0/1												0	2	0	0	2	2,94
25	10				1/0	0/1													0	1	1	1	2	2,94
26	8					0/2	1/0												1	2	0	1	2	2,94
27	9																		0	0	0	0	0	0
28	11				3/5														0	2	3	3	5	7,35
29	11				0/1														0	1	0	0	1	1,47
30	11				0/1		2/1		1/1										1	1	2	3	3	4,41
31	11					0/1		1/0	0/1										1	2	0	1	2	2,94
32	13	1/1	1/1			1/0			1/2										1	1	3	4	4	5,88
33	13					1/1		0/1											0	1	1	1	2	2,94
34	14								1/1		0/1								0	1	1	1	2	2,94
35	13							0/1		1/1									0	1	1	1	2	2,94
36	14								0/1										0	1	0	0	1	1,47
37	14							0/1	1/1										0	1	1	1	2	2,94
38	15	1/1				1/1													0	0	2	2	2	2,94
39	16											0/1							0	1	0	0	1	1,47
40	14		0/1	3/3							1/0								1	1	3	4	4	5,88
41	14				1/0	1/1													1	0	1	2	1	1,47
42	14																		0	0	0	0	0	0
43	15																		0	0	0	0	0	0
44	17														1/0				1	0	0	1	0	0
45	13						1/0												1	0	0	1	0	0
46	9				2/3														0	1	2	2	3	4,41
580																			23	29	49	72	79	116,13



**Anexo 4:** Resultados das simulações no VORTEX. PE = probabilidade de extinção; N = número final de cervos; DP = desvio padrão; HE = heterozigosidade retida; TE = tempo médio de extinção; NI = número inicial de cervos; K = capacidade de suporte; C = catástrofe.

Simulação Nº	Mortalidade		Resultados				TE
	0-1 %	Adl. Fem. %	100 anos 200 interações				
			PE	N	DP	HE	
N = 1079 K = 1100 C = 0							
1	60	5	0	703	280	97	0
2	50	5	0	1048	78	98	0
3	40	5	0	1090	27	98	0
4	60	10	0,16	81	90	82	85
5	50	10	0	853	231	97	0
6	40	10	0	1068	53	98	0
7	60	15	0,93	11	8	57	70
8	50	15	0,04	186	194	88	83
9	40	15	0	903	201	98	0
N = 1079 K= 1100 C = 8,2 (0,95) e 8,6 (0,88)							
10	60	5	0.01	308	262	93	95
11	50	5	0	998	129	98	0
12	40	5	0	1067	62	98	0
13	60	10	0.58	35	55	71	92
14	50	10	0.01	520	302	96	100
15	40	10	0	998	128	98	0
16	60	15	0.98	17	19	64	61
17	50	15	0.29	49	56	78	83
18	40	15	0	539	297	96	0
N = 1079 K = 1100 C = 16 (0,8) e 16 (0,7)							
19	60	5	0.99	5	0	48	52
20	50	5	0.82	50	71	73	75
21	40	5	0.24	161	184	84	78
22	60	10	1	0	0	0	40
23	50	10	0.98	16	11	72	52
24	40	10	0.71	72	154	76	72
25	60	15	1	0	0	0	34
26	50	15	1	0	0	0	40
27	40	15	0.96	25	43	57	55

continuação

Simulação Nº	Mortalidade		Resultados				TE
	0-1 %	Adl. Fem. %	100 anos 200 interações				
			PE	N	DP	HE	
N = 787 K = 800 C = 0							
28	60	5	0	468	215	95	0
29	50	5	0	755	67	97	0
30	40	5	0	789	26	97	0
31	60	10	0,22	86	99	81	81
32	50	10	0	634	153	97	0
33	40	10	0	778	39	97	0
34	60	15	0,92	15	16	61	67
35	50	15	0,10	127	135	84	83
36	40	15	0	643	147	97	0
N = 787 K = 800 C = 8,2 (0,95) e 8,6 ( 0,88)							
37	60	5	0,03	216	182	91	81
38	50	5	0	718	98	97	0
39	40	5	0	793	23	97	0
40	60	10	0,21	103	117	82	85
41	50	10	0	640	160	96	0
42	40	10	0	768	50	97	0
43	60	15	0,87	20	18	64	74
44	50	15	0,05	170	164	89	91
45	40	15	0	683	130	97	0
N = 787 K = 800 C = 16 (0,8) e 16 (0,7)							
46	60	5	0,98	10	2	47	54
47	50	5	0,47	83	109	77	75
48	40	5	0,07	301	241	88	79
49	60	10	1	0	0	0	44
50	50	10	0,95	36	46	65	61
51	40	10	0,45	112	158	77	73
52	60	15	1	0	0	0	33
53	50	15	1	0	0	0	48
54	40	15	0,90	41	84	63	61

Continuação.

Simulação Nº	Mortalidade		Resultados				TE
	0-1 %	Adl. Fem. %	100 anos 200 interações				
			PE	N	DP	HE	
N = 1079 K = 2000 C = 0							
55	60	5	0	1658	377	98	0
56	50	5	0	1900	127	99	0
57	40	5	0	1980	60	99	0
58	60	10	0,10	99	128	86	83
59	50	10	0	1544	428	98	0
60	40	10	0	1948	95	99	0
61	60	15	0.88	12	10	66	72
62	50	15	0.04	234	255	91	91
63	40	15	0	1669	337	99	0
N = 1079 K = 2000 C 8,2 (0,95) e 8,6 (0,88)							
64	60	5	0.01	442	424	94	92
65	50	5	0	1816	238	99	0
66	40	5	0	1947	98	99	0
67	60	10	0.56	34	35	77	81
68	50	10	0.01	783	527	97	100
69	40	10	0	1822	220	99	0
70	60	15	0.98	7	5	32	63
71	50	15	0.36	63	81	83	85
72	40	15	0	882	550	97	0
N = 1079 K = 2000 C = 16 (0,8) e 16 (0,7)							
73	60	5	0.99	5	2	60	50
74	50	5	0.77	36	39	76	70
75	40	5	0.14	305	423	88	82
76	60	10	1	0	0	0	39
77	50	10	1	0	0	0	58
78	40	10	0.67	52	88	77	71
79	60	15	1	0	0	0	31
80	50	15	1	0	0	0	42
81	40	15	0.98	9	5	29	56